



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 23010
Examensarbete 30 hp
Maj 2023

Upptagshastigheter av metaller med salix

Anton Lilja



UPPSALA
UNIVERSITET



Abstract

Phytoremediation is a technology that can be used in several ways to remediate polluted soils and water. Today, phytoremediation is viewed by many as a technology in the development phase and therefore it is important to evaluate existing facilities to create more support for future establishment. At the closed landfill of Dragmossen situated outside Älvkarleby, Sweden, there is a plantation of salix (*Salix* spp.) used for leachate management by collecting the leachate in ponds and using it to irrigate the salix. The goal is to let the water evaporate partially and then use the remaining water in the plantation, thus keeping pollutants in the system and stored in the biomass of the plants.

In this Degree Project within Environmental and Water Engineering the performance and the risks associated with the salix plantation at the landfill Dragmossen were evaluated. The study was conducted by analyzing data of samples taken from the salix biomass, soil and water in regards to metal concentrations. The allocation of different metals in the plant was investigated and the transfer coefficient (TC-quota) and the translocation factor (TF-quota) were calculated for the salix. The mass flow of metals was mapped and quantified by construction of a model to calculate the load of metals within the system and the extraction of metals from the plantation. The input data for the model consisted of metal concentrations in the leachate, metal concentrations within salix biomass, estimated volume of leachate and the growth of the salix biomass. The results showed that lead, cadmium, copper, chrome, nickel and zinc were extracted in a higher amount than the load from the irrigation. The extraction of arsenic was lower than the amount that was added from the irrigation.

The extraction rate for arsenic, lead, cadmium, copper, chrome, nickel and zinc was investigated by calculating the extraction per year and hectare. The extraction rate differs between the metals where zinc was extracted with the highest rate and arsenic with the lowest. A basic risk assessment was conducted where the development of the pollutants in the ground water below the salix plantation was investigated together with the concentrations of metals in the soil on the plantation. This showed that the concentrations of copper and zinc over the general reference value for less sensitive land use was exceeded in some areas.

The overall results showed that a salix plantation can be a good tool for leachate management for the majority of the metals. The extraction of metals is affected by different parameters of the soil and water chemistry which makes it important to evaluate site-specific conditions before an establishing a salix plantation.

Key words: phytoremediation, phytoextraction, salix, metals, landfill leachate, leachate management

Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences, Lennart Hjelts väg 9, SE-750 07 Uppsala, Sweden, ISSN 1401–5765

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Erik Gunnars Ämnesgranskare: Dan Berggren Kleja

Examinator: Johan Arnqvist



UPPSALA
UNIVERSITET



Upptagshastigheter av metaller med salix

Anton Lilja

Referat

Fytosanering är en teknik som kan användas på flera olika vis för att sanera både förorenad mark och vatten. Idag betraktas fytosanering av många som en teknik under utveckling och det är därmed viktigt att utvärdera befintliga anläggningars prestanda för att skapa ett bättre underlag för framtida etableringar. På den sluttäckta deponin Dragmossen används en salixodling för lakvattenhantering genom att salix (*Salix* spp.) bevattnas med lakvatten som samlas upp i dammar på området. Vattnet avgår då genom transpiration och tanken är att föroreningarna ska tas upp och lagras i växterna.

I detta examensarbete i miljö- och vattenteknik undersöktes prestandan och riskerna med salixodlingen på deponin Dragmossen. Detta genom att sammanställa och analysera data från provtagningar av salix, jord och vatten. Examensarbetet omfattade även en analys av upptag och allokering av metaller i salixplantorna, samt hur dessa metaller förhåller sig i de olika växtdelarna genom att beräkna överföringskoefficienten (TC-kvot) och translokationsfaktorn (TF-kvot). Massflöden av metaller kartlades genom konstruerande av en modell som kvantifierar belastning och upptag av metaller i salixen. Modellens indata bestod av metallhalter i lakvattnet, metallhalter i salixens ved, uppskattad volym lakvatten och tillväxt av salixens biomassa. Resultatet från modellen visade att bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink togs upp i större mängd än vad som tillfördes genom bevattning. Upptaget av arsenik var dock mindre än det som tillfördes genom bevattningen.

Upptagshastigheten för arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink undersöktes genom att beräkna upptaget per år och hektar. Upptagshastigheten skiljer sig åt mellan olika metaller där zink tas upp snabbast och arsenik är den metall som extraheras i lägst grad. En enklare riskbedömning genomfördes där utvecklingen av föroreningshalter i grundvattnet under salixodlingen undersöktes samt halter av de undersökta metallerna i jorden på salixodlingen. Denna visade på att halter av koppar och zink idag är högre än det generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning. Det styrande skyddsobjektet för Cu och Zn är markmiljön. Uppmätta metallhalter i marken kring salixodlingen bedöms inte innebära någon risk för andra skyddsobjekt som människa och grundvatten.

Sammantaget visar resultatet att en salixodling som verktyg för lakvattenhantering kan vara ett bra redskap för flertalet metaller. Upptaget påverkas av olika mark- och vattenkemiska parametrar vilket erfordrar att platsspecifika förutsättningar beaktas vid anläggning av en salixodling.

Nyckelord: fytosanering, fytoextraktion, salix, metaller, deponilakvatten, lakvattenhantering

Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Lennart Hjelm's väg 9, SE-750 07 Uppsala, Sverige, ISSN 1401–5765

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Erik Gunnars Ämnesgranskare: Dan Berggren Kleja

Examinator: Johan Arnqvist

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 hp och skrivs inom ramarna för civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet har utförts på Rambolls miljöavdelning i Uppsala. Handledare har varit Erik Gunnars på Ramboll och Dan Berggren Kleja på Institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet har agerat ämnesgranskare.

Jag vill tacka min handledare Erik som under arbetes gång guidat mig och kommit med kloka insikter och råd som gjort detta arbete möjligt. Jag vill även tacka för möjligheten att få arbeta på Ramboll under tiden jag skrev mitt examensarbete. Det har varit mycket lärorikt och trevligt att få lära känna de som arbetar med förorenade områden på Rambolls Uppsalakontor. Jag riktar även ett stort tack till Mauritz Ramstedt och Ulf Granhall på Bioremed, er expertis har varit till mycket hjälp och det är ert arbete som legat till grund för detta examensarbete.

Anton Lilja
Uppsala, maj 2023

Copyright @ Anton Lilja och Institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet.

UPTEC W 23010, ISSN 1401–5765.

Digitalt publicerad vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2023

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Användandet av salix för att minska deponiers miljöpåverkan

Användandet av växter för att rena mark eller vatten är en teknik som blir mer och mer vitt använd. Samlingsbegreppet som används för detta är fytosanering vilket inkluderar alla metoder där växter används i syftet att rena eller förhindra spridningar av föroreningar i mark eller vatten. Det finns många fördelar vid användning av växter då metoden är billig och bra ur klimatsynpunkt. På den nedlagda deponin Dragmossen i Älvkarleby kommun har salix planterats för att skapa en hållbar lösning för hantering av förorenat vatten från deponin, så kallat lakvatten. Salix är ett snabbväxande trädslag som är vanlig som energigröda med egenskaper som hög tillväxt och förmåga att ta upp metaller gör den väl lämpad för fytosanering.

På Dragmossen bevattnas salixen med det förorenade lakvattnet under tillväxtsäsongen, under resten av året lagras i stället vattnet i dammar. Genom att studera halterna av metaller i växtens olika delar så konstateras det att de högsta halterna återfinns i växtens rötter. Även i veden och i bladen ackumuleras metaller och de högsta halterna var de för zink. Genom att kartlägga flödena av metaller och kvantifiera upptag och tillförseln var det möjligt att utvärdera lösningens prestanda för olika metaller. Denna kartläggning visade att upptaget var större än tillförseln för bly, kadmium, krom, nickel och zink samt att upptaget av koppar var ungefär i samma mängd som den som tillfördes. Den enda metall som tas upp i mindre mängd än vad som tillförs är arsenik vilket belyser en svaghet med salixodlingen.

I studien beräknades även med vilken hastighet olika metaller tas upp av salixplantorna. Resultatet visade då att upptagshastigheten varierade kraftigt för olika metaller där zinkupptaget var avsevärt större jämfört med de övriga undersökta metallerna. Den metall som togs upp långsammast var arsenik vilket visar på att användning av salix för att rena arsenikförorenat vatten kan vara utmanande. En orsak till att arsenik inte togs upp i större utsträckning kan vara de höga nivåerna av fosfat i lakvattnet. Fosfatmolekylen är utseendemässigt väldigt lik arsenat som är en arsenikförening som växter normalt sett kan ta upp. Dess likhet kan dock leda till att fosfaten konkurrerar ut arsenaten vilket kan vara en förklaring till det låga upptaget av arsenik.

En riskbedömning genomfördes för salixodlingen för att undersöka om metaller kan transporteras till grundvattnet eller om jorden på odlingen innehåller halter av metaller som är högre än vad som generellt ses som säkert på en plats med mindre känslig markanvändning. Ingen ökning av metallhalterna i grundvattnet kunde ses sedan salixodlingen anlades men däremot var halterna av koppar och zink över de tidigare nämnda riktvärdena. Detta innebär att en plan måste utformas för hur jorden ska tas om hand i framtiden men den utgör sannolikt inte någon fara idag då området är inhägnat.

Sammantaget är fytosanering med salix en effektiv metod för upptag av flera metaller och kan användas för lakvattenhantering. Upptaget av metaller är dock en komplex process som kräver att platsspecifika förutsättningar tas i beaktning innan en odling anläggs.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. Inledning.....	1
1.1. Problemformulering	1
1.2. Syfte och frågeställningar.....	1
1.3. Avgränsningar	1
2. Bakgrund	2
2.1. Lakvatten från deponier	2
2.2. Metallers geokemi och upptag i växter	3
2.2.1. Arsenik.....	3
2.2.2. Bly.....	4
2.2.3. Kadmium.....	4
2.2.4. Koppar.....	5
2.2.5. Krom	5
2.2.6. Nickel.....	5
2.2.7. Zink	6
2.3. Metallers löslighet.....	6
2.4. Fytosanering	7
2.4.1. Växters upptag av metaller	8
2.4.2. Kvoter för att beskriva växters upptag.....	8
2.5. Salix.....	9
2.5.1. Salix som energigröda.....	9
2.5.2. Lakvattenhantering med salix	9
2.5.3. Salix upptag av metaller.....	10
2.5.4. Åtgärder för ökat upptag.....	11
2.5.5. Påverkan av salt	12
2.6. Geokemisk modellering	12
2.7. Naturvårdsverkets generella riktvärden	12
3. Metod.....	14
3.1. Områdesbeskrivning.....	14
3.1.1. Deponilakvattnets sammansättning	17
3.2. Antaganden för massbalans.....	19
3.3. Data och provpunkter	20
3.3.1. Provtagningsmetodik för jordprov	21
3.4. Fördelning av metaller i växten.....	21
3.5. Massflöden	22

3.6.	Karakterisering av bevattningsvattnet	23
3.7.	Riskbedömning.....	24
4.	Resultat	26
4.1.	Metallhalter i salix.....	26
4.2.	Massflöden	29
4.3.	Upptagshastighet	32
4.4.	Speciering av metaller i bevattningsvattnet	33
4.5.	Riskbedömning.....	34
4.5.1.	Grundvatten.....	34
4.5.2.	Föreningsinnehåll jord	35
5.	Diskussion	37
5.1.	Metallhalter i växtens olika delar	37
5.2.	Metallupptag och faktorer som påverkar upptaget.....	37
5.3.	Risker med salixodlingen	40
5.4.	Framtida studier.....	40
6.	Slutsatser.....	41
7.	Referenser.....	42
A.	Appendix	47
A.1	Indata metaller i salix 2022	47
A.2	Indata metaller i salix 2021	48
A.3	Indata jordprov 2022	49
A.4	Indata metallmedelvärden för lakvatten 2019 – 2021	50

ORDLISTA

Aerob: Syre är närvarande

Anaerob: Syre är frånvarande.

BOD: Biochemical Oxygen Demand är ett mått på mängden biologiskt nedbrytbart material.

Cellvägg: Stödjande vägg hos växtceller.

COD: Chemical Oxygen Demand är ett mått på mängden kemiskt nedbrytbart material.

Cytosol: Vätska i cellen som omger cellens organeller.

Deponi: Plats för slutlig förvaring av avfall.

Deponilakvatten: Förorenat vatten från en deponi.

DOC: Dissolved Organic Carbon, totala organiska lösta kolinnehållet.

DOM: Dissolved Organic Matter, lösta organiska ämnen i vatten.

Evapotranspiration: Avgång av vattenånga från växter.

Ex situ: En åtgärd där den förorenade matrisen först grävs eller pumpas upp ur marken.

Exsudat: Ämne som avsöndras från en växt till miljön.

Humusämnen: Organiska syror som bildas vid nedbrytning av organiskt material

In situ: En åtgärd som utförs på plats direkt i en intakt jord eller grundvatten.

Ligand: En atom, jon eller molekyl som donerar eller delar elektroner.

Lysimeter: En anordning som inbegriper ett isolerat mark-växtsystem vilket till exempel möjliggör att mäta faktisk evapotranspiration från växter.

Metabolit: En ämnesomsättningsprodukt.

Oxidationstillstånd: Summan av antalet positiva och negativa laddningar i en atom.

Rhizofär: Området i marken närmast växtens rötter.

Strukturell analog: En kemisk förening som liknar en annan förening men skiljer sig på någon detalj.

Vakuol: En vätskefylld organell hos växtceller.

1. INLEDNING

1.1. PROBLEMFORMULERING

Det finns idag ingen nationell sammanställning kring hur många nedlagda deponier det finns i Sverige men SGI (2014) uppskattar det till flera tusen. Deponier utgör en risk genom att föroreningar kan spridas både till yt- och grundvatten via lakvatten från deponin (SGI 2014). Spridningen av lakvatten berör fem av Sveriges 16 miljökvalitetsmål enligt Naturvårdsverket (2008). Dessa mål är: *God bebyggd miljö*, *Giftfri miljö*, *Levande sjöar och vattendrag*, *Grundvatten av god kvalitet* och *Ingen övergödning*. För att kunna nå miljökvalitetsmålen och förhindra spridning av föroreningar måste lakvattnet därmed hanteras på ett lämpligt vis. Ett sätt att behandla lakvattnet är med hjälp av växter som salix.

Fytosanering är en saneringsteknik där växter används för att antingen extrahera, stabilisera eller bryta ner föroreningar i mark eller vatten (Åtgärdsportalen 2019). Det finns flera fördelar med att använda fytosanering som att kostnaderna är låga och att växten kan användas som biobränsle, men även att undvika resurskrävande schaktsaneringar av förorenade områden (Classon 2015). Trots fördelarna med fytosanering är det inte en väletablerad metod i Sverige, vilket sannolikt kan kopplas till att fytosanering kräver mer tid än andra metoder och att det saknas kunskap om tekniken. Därför är det angeläget att undersöka prestandan för en etablerad anläggning i Sverige där fytosanering används, för att skapa ett bättre underlag för framtida anläggningar där salix används. Erfarenheter från användning av salix kan även ge nyttig kunskap vid andra användningsområden för åtgärdsmetoder med salix, som till exempel rening av jord. I denna rapport undersöks prestandan och vilka faktorer som påverkar denna på en salixodling. Anläggningen är belägen på deponin Dragmossen i Älvkarleby kommun där en salixodling används för lakvattenhantering.

1.2. SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med projektet är att undersöka prestandan och riskerna hos salixodlingen på deponin Dragmossen med avseende på metallerna arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), nickel (Ni) och zink (Zn). Genom att identifiera styrkor och svagheter med salixodlingen på Dragmossens deponi syftar projektet till att utgöra ett underlag för framtida användning av salix för lakvattenhantering. Vidare syftar projektet till att undersöka om anläggningen medför några risker.

- Vilken metalls upptag är begränsande?
- Med vilken hastighet extraheras olika metaller med salix?
- Vilka faktorer påverkar upptagshastigheten?
- Finns risker kopplade till anläggningen?

1.3. AVGRÄNSNINGAR

Projektet avgränsas till att studera data från salixodlingen på deponin Dragmossen i Älvkarleby kommun. De föroreningar som undersökts är metallerna arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink. Analyserad data består av prover på salix som uttogs under 2021 och 2022, samt prover på vatten från perioden 2019 till 2022. Riskbedömningen avgränsas till att endast beröra de risker som uppstår med salixodlingen och bortser från deponin på Dragmossen.

2. BAKGRUND

2.1. LAKVATTEN FRÅN DEPONIER

Lakvatten är vatten som har varit i kontakt med deponerat material och därefter avletts eller kvarhållits i en deponi (Naturvårdsverket 2008). Vattnet faller ursprungligen som nederbörd på deponin och infiltrerar ner till det deponerade materialet. Lakvatten kan även bildas om avfallet komprimeras och vatten därmed pressas ur det deponerade avfallet. Vid äldre deponier kan ytvatten och grundvatten tränga in i det deponerade materialet och leda till en större mängd lakvatten (ibid.). Faktorer som påverkar lakvattenbildningen är områdets hydrologi, deponins placering i landskapet men även andra faktorer som nederbörd, temperatur och nedbrytning har inverkan på lakvattenbildningen. Om deponin är placerad på ett inströmningsområde kommer lakvatten kunna spridas vidare nedåt i marken och riskerar att förorena grundvattnet. Vid en placering på ett utströmningsområde kommer i stället grundvatten pressas upp mot deponin och öka mängden lakvatten (ibid.).

Det är möjligt att minska mängden lakvatten genom att begränsa infiltrationen av nederbörd på deponin (Naturvårdsverket 2008). Under deponins driftsfas kan detta göras genom användning av flyttbara tak och/eller genom att sluttäcka deponin succesivt. Sluttäckningens tät- och dräneringsskikt är en viktig del av efterbehandlingen av en deponi. Syftet med denna är att skydda mot att nederbörd tränger in i deponin och i stället avleda vattnet innan det har förorenats. En annan viktig del i efterbehandlingen är deponins form då den har påverkan på hur väl nederbörd leds av deponin (ibid.).

Föroreningsinnehållet i lakvattnet påverkas dels av lakbarheten på avfallet som deponerats och vilket nedbrytningsskede deponin befinner sig i (Naturvårdsverket 2008). Naturvårdsverket uppger ungefärliga tidsperioder för de olika faserna av nedbrytningsskedet men tiderna är osäkra och gäller främst äldre deponier som har ett högt innehåll av organiskt material. I en deponi som är i drift kan flera faser finnas på olika platser i samma deponi medan de flesta äldre deponier befinner sig i den metanogena fasen (ibid.).

Den första av de fyra faserna är den syre- och nitratreducerande fasen vilket är en aerob (syre finns tillgängligt) fas som pågår så länge syre finns tillgängligt (Östman 2008). Under den aeroba fasen är redoxpotentialen och temperaturen hög och risken för utlakning av metaller är låg (Bozkurt et al. 2000). Syret tar oftast slut inom en månad från att avfallet deponerats och därefter följer en sur anaerob (syrefri) fas som kan pågå under några veckor och uppemot 10 år. Under den sura anaeroba fasen har lakvattnet lågt pH och höga halter av kväve, biokemisk syreförbrukning (BOD), svavel och kemisk syreförbrukning (COD) (Naturvårdsverket 2008). Redoxpotentialen sjunker jämfört med den aeroba fasen (Bozkurt et al. 2000). Det låga pH-värdet beror på att kortkedjade alifatiska syror och kolsyra bildas (Östman 2008). Under den sura anaeroba fasen är pH-värdet på lakvattnet kring 5 och det är även under denna fas som den största metallutlakningen sker.

Den tredje fasen är den metanogena fasen som startar några månader efter att materialet deponerats men kan pågå i flera hundra år (Naturvårdsverket 2008). Under den stiger pH-värdet till 8 till följd av att metanproducerande bakterier förbrukar ättiksyra, koldioxid

och väte (Östman 2008). Redoxpotentialen är stabil under hela fasen (Bozkurt et al. 2000). Det råder fortfarande höga halter av COD och kväve medan BOD minskar något i lakvattnet (Naturvårdsverket 2008). Halterna av järn och klorid är höga men metallutlakningen minskar i stort. Gamla deponier har vanligtvis en stabil metanogenfas med metanogent lakvatten (SGI 2011).

Den fjärde och sista fasen är den humusbildande och denna fas uppstår först efter mer än 100 år efter att materialet deponerats men uppskattas pågå i 1000 år (Östman 2008). Redoxpotentialen stiger men pH är stabilt (Bozkurt et al. 2000). Vid denna fas kvarstår endast de mest svårnedbrutna organiska materialet och de består främst av högmolekylära humusbildande föreningar med hydroxyl- och karboxylgrupper bundna till fenoler (Naturvårdsverket 2008). Det finns även en risk för att metaller ska frigöras om deponin syresätts under den humusbildande fasen. I tabell 1 sammanfattas några av de viktiga parametrarna för deponins fyra faser.

Tabell 1 Sammanställning av pH, redoxpotential och metallutlakning under deponins faser.

Fas	pH	Redoxpotential	Metallutlakning
Aerob fas	Neutralt	Hög	Låg
Sur anaerob fas	Surt	Låg	Hög
Metanogen fas	Neutralt/basiskt	Låg	Medel
Humusbildande fas	Basiskt	Ökande	Medel

Deponilakvatten återspeglar det avfall som deponerats och kan därför innehålla en mängd olika föroreningar (SGI 2011). Enligt SGI är det varken rimligt eller ekonomiskt försvarbart att analysera samtliga föroreningar utan i stället analyseras bara en bråkdel av dessa. Då det även är svårt att förutspå hur olika föroreningar samverkar är det lämpligt att komplettera kemiska analyser av lakvattnet med toxicitetstester på levande organismer (ibid.).

2.2. METALLERS GEOKEMI OCH UPPTAG I VÄXTER

I denna rapport berörs sju metaller och dessa är arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), nickel (Ni) och zink (Zn).

2.2.1. Arsenik

Arsenik (As) är ett halvmetalliskt grundämne som finns naturlig i jordskorpan (Nationalencyklopedin u.å.a.). Ämnet är icke-essentiellt och vissa arsenikföreningar kan vara mycket toxiska. Arsenik kan även anrikas i djur och växter och transporteras uppåt i näringskedjor. Både organiska och oorganiska föreningar kan innehålla arsenik och generellt är de oorganiska föreningarna mer toxiska (ibid.) Arsenat (AsO_4^{3-}) är en anjon som kan ersätta fosfat (PO_4^{3-}) då de är strukturella analoger (Piracha, et.al 2022). Det innebär att arsenik är strukturellt lik fosfatjonen vilken är ett nödvändigt näringsämne för metabolism och fotosyntes (Nationalencyklopedin u.å.a.). I krukförsök med solrosor av Piracha et.al. (2022) visade resultatet att upptaget av arsenik till växten minskade med

högre fosfatkoncentrationer. En ökad fosfatkoncentration i jorden ökade även arsenikens mobilitet (Piracha, et.al 2022).

Arsenat kan orsaka skada och är giftigt för växter och redan i låga koncentrationer kan växtplankton påverkas, vilket i sin tur kan påverka hela ekosystem (Nationalencyklopedin u.å.a.). Hos djur kan vattenlösliga oorganiska former av arsenik tas upp genom mag-tarmkanalen (Pandey & Madhuri 2014). Detta kan orsaka irritationer i magen och lungorna, ge hudskador och minska bildningen av röda- och vita blodkroppar.

Arsenik förekommer oftast i oxidationstillstånd (V) men vid reducerande förhållanden i vatten och/eller vid lågt pH förekommer arsenik i oxidationstillstånd (III) (Berggren Kleja et al. 2006). Vid låga pH-värden och reducerande förhållanden är den vanligaste formen av arsenik i vatten arsenit (H_3AsO_3). Vid pH-värden som är högre än 7 binds arsenit som starkast i marken. Arsenat (H_2AsO_4^-) är den stabila formen av arsenik i aeroba (syresatta) vatten. Även de mindre toxiska metylerade arsenikformerna kan förekomma i vatten (ibid.).

2.2.2. Bly

Bly (Pb) är ett metalliskt grundämne och 36:e vanligaste grundämnet i jordskorpan (Nationalencyklopedin u.å.b.). Bly och olika blyföreningar är giftiga för människor och upptag sker vanligtvis genom inandning eller genom oralt intag (Pandey & Madhuri 2014). Bly tillförs kontinuerligt till miljön genom utsläpp från exempelvis mineralbearbetning och förbränning (Nationalencyklopedin u.å.b.). Andra blykällor är elektroniska produkter, jaktammunition och blysänken från fiske.

Likt arsenik är bly icke-essentiellt och det är känt att höga blyhalter i växtceller kan störa fotosyntesen. Höga blyhalter i marken kan även hämma bildningen av finrötter, då dessa skadas av höga halter av lösligt bly i marken (Nationalencyklopedin u.å.b.). Hos människor och djur kan bly skada bildningen av hemoglobin, orsaka anemi (blodbrist), ge högt blodtryck, njurskador, försämrad fertilitet och ge skador på hjärna och nervsystem (Pandey & Madhuri 2014).

Bly förekommer i oxidationstillstånd (II) och den dominerande formen av blyjoner i vatten är blyjoner som bildar komplex med humusämnen, men även fria blyjoner, Pb^{2+} kan förekomma i vatten (Berggren Kleja et al. 2006).

2.2.3. Kadmium

Kadmium (Cd) är en metall som är vitt spridd i jordskorpan men endast i låga halter kring 0,08–0,5 g/ton (Nationalencyklopedin u.å.c.). Kadmium har använts i ytbehandlingar och legeringar, nickel-kadmiunceller, som stabilisator i plaster, och som färgämnen. Användandet av kadmium i plaster, färger och som ytbehandling är förbjudet i Sverige sedan 1982 vilket har minskat kadmiumanvändningen (ibid.). Även utsläpp till luft har skett historiskt men det har minskat.

I högre koncentrationer är kadmium toxiskt för alla livsformer och grundämnet fyller inte någon biologisk funktion (Nationalencyklopedin u.å.c.). Kadmium har en förmåga att anrikas i vissa djur som blötdjur och kräftdjur men även i njure och lever hos ryggradsdjur. Flera svampar har också en god förmåga att ackumulera kadmium (ibid.). Huvudsakligen kommer kadmium in i näringskedjan via växtupptag då jonerna tas upp

passivt eller tas upp för att de liknar zinkjoner vilket är något som växten behöver (ibid). Hos människor absorberas kadmium i högre grad genom lungorna än genom mag-tarmkanalen (Pandey & Madhuri 2014). Skador detta kan leda till är benfrakturer och försämrade reproduktionsförmåga men även skador på njurar, centrala nervsystemet (CNS) och immunsystemet.

Det oxidationstillstånd som kadmium återfinns i är (II) och i vatten förekommer vanligtvis kadmium som löst jon (Cd^{2+}) eller i komplex som jonen bildar med karbonat eller humusämnen (Berggren Kleja et al. 2006).

2.2.4. Koppar

Koppar (Cu) är ett metalliskt grundämne som använd inom en mängd områden framför allt där dess goda egenskaper för att leda värme och elektricitet nyttjas (Nationalencyklopedin u.å.d.). Koppar fyller också viktiga funktioner för många djurarter och är essentiell i normala halter. Förhöjda kopparhalter kan orsaka skada på levande organismer, det är känt att fisk kan få beteenderubbningar och störd fortplantning (ibid.). Hos människor kan för höga intag av koppar leda till anemi och skador på njure och lever (Pandey & Madhuri 2014). För höga koppardoser kan även leda till tarmirritation och magproblem.

Det vanligaste oxidationstillståndet för koppar är (II) men även oxidationstillstånd (I) kan förekomma i starkt reducerande miljöer (Berggren Kleja et al., 2006). Den dominerande formen av koppar i vatten är som löst jon (Cu^{2+}) samt de komplex kopparjonen bildar med humusämnen. Den dominerande formen är oftast den komplexbundna formen (ibid.).

2.2.5. Krom

Krom (Cr) är ett metalliskt grundämne som i naturen endast återfinns i kemiska föreningar (Nationalencyklopedin u.å.e.). För vissa organismer är krom ett essentiellt mikronäringsämne men förekommer då oftast i låga koncentrationer mellan 0,1 och 1 mg/kg torrsvikt. Den naturliga formen av krom i marken är krom (III). Krom (III) binder ofta starkt till humusämnen i marken och har därmed en låg biotillgänglighet och är endast svagt giftigt. Krom (VI) har använts som träsnyddsmiddel på grund av dess giftighet för mikroorganismer, dessa har dock uppvisat förmågan att utveckla resistens mot stigande krom (VI) halter. Fiskar som lever i vatten med krom (VI) kan få skador på gälar, inre organ, jonbalansrubbningar och en ökad mängd röda blodkroppar (ibid.). För människor kan låga halter av krom ge irriterad hud och orsaka bölder och/eller sår (Pandey & Madhuri 2014). Krom kan orsaka skador på hjärt- och kärlsystemet samt nervvävnad. Kronisk exponering av krom kan leda till skador på lever och njure (ibid).

Krom (VI) förekommer främst i syresatta miljöer med högt pH, annars är krom (III) mer förekommande (Berggren Kleja et al. 2006). Kromat, CrO_4^{2-} och olika typer av krom (III)-komplex är de dominerande formerna av krom i vatten.

2.2.6. Nickel

Nickel (Ni) är en övergångsmetall som är sällsynt i ren form i jordskorpan (Nationalencyklopedin u.å.f.). I stället förekommer nickel i olika mineral i form av en tvåvärd jon. Nickel används främst i rostfritt stål och andra legeringar då den ger

materialen en ökad styrka, seghet och korrosionshårdighet i ett brett temperaturintervall. Nickel utgör ett essentiellt näringsämne för en del organismer och är även en strukturbeståndsdel i enzymet ureas, men i höga koncentrationer har nickel en toxisk verkan (ibid.). Hos människor behövs nickel i små kvantiteter för att producera röda blodkroppar men kronisk exponering kan leda till skador på hjärta och lever, vikttnedgång och irriterad hud (Pandey & Madhuri 2014).

Nickel förekommer i oxidationstillstånd (II) och den dominerande formen i vatten är fri nickeljoner, Ni^{2+} och de komplex denna bildar med exempelvis karbonat eller humusämnen (Berggren Kleja et al. 2006).

2.2.7. Zink

Zink (Zn) är ett metalliskt grundämne som finns naturligt i jordskorpan men då nästan uteslutande som en del i en kemisk förening jordskorpan (Nationalencyklopedin u.å.g.). Zink är den femte mest handlade metallen i världen baserat på det handlade tonnaget. Zink används till många olika tillämpningar men en av de vanligaste är användandet i legeringar. Zink är ett ämne som är essentiellt för alla levande organismer och är en nödvändig beståndsdel i ca 300 enzymer och andra proteiner. På däggdjur är den toxiska effekten låg men däremot är sötvattenlevande organismer mer känsliga för zink (Berggren Kleja et al. 2006).

Zink förekommer i oxidationstillstånd (II) och zinkjonen (Zn^{2+}) bildar starka komplex med humusämnen, vilken normalt är den dominerande formen vid pH högre än 6 (Berggren Kleja et al. 2006). Vid lägre pH dominerar i stället den fria zinkjonen, Zn^{2+} .

2.3. METALLERS LÖSLIGHET

Metaller kan förekomma i flera olika former i mark- grund- och ytvatten (Berggren Kleja et al. 2006). De kan dels förekomma i löst form genom att hydratiserade katjoner förekommer i vattnet. Dessa benämns oftast som t.ex. Pb^{2+} eller Zn^{2+} . Detta kan ge intryck av att jonerna inte interagerar med omgivningen men det som sker är att metalljonerna interagerar med vattenmolekylerna. På grund av syreatomens storlek och form bildar vattenmolekylen en dipol med en sida som har en större negativ laddning (ibid.). Detta leder till att vattenmolekyler bildar ett ”skal” kring katjonen med den negativa syreatomen riktad in mot metalljonens positiva laddning.

I vattenfasen kan även lösta komplex finnas då metaller bildar komplex med anjoner som hydroxid, karbonat, fluorid, sulfat och organiska syror (Berggren Kleja et al. 2006). I dessa fall agerar metalljonen som en centraljon och anjonen som en ligand. Komplexen delas upp i två grupper som kallas innersfärskomplex och yttersfärskomplex där skillnaden är hur starka de kemiska bindningarna i komplexet är där innersfärskomplexen har de starkare (ibid.).

Komplex kan även bildas mellan metaller och humusämnen i vattnet (Berggren Kleja et al. 2006). Humusämnen innehåller ofta flera grupper som kan bilda metaller däribland ett stort innehåll av karboxylgrupper men även flera andra grupper som -OH, -SH och -NH₂. Det är inte ovanligt att den vanligaste typen av komplex som metaller bildar i marken är komplex med humusämnen (ibid.).

Metaller transporteras långsammare i marken än vad vattnet gör på grund av att de bromsas upp genom adsorption och/eller utfällningar (Berggren Kleja et al. 2006). Då en jon uppnår tillräckligt höga koncentrationer i markvattnet kan en mineralutfällning bildas. För varje mineral kan man definiera en löslighetsprodukt, K_s som beskriver jämvikten mellan mineralet, metalljonen och övriga komponenter. Det finns flera faktorer som påverkar denna jämvikt, dessa kan vara pH eller DOC som kan binda till sig metalljoner och därmed minska koncentrationen av fria metalljoner (ibid.). Utfällningar är speciellt viktiga att beakta vid reducerande förhållanden då många tungmetaller bildar svårslösliga sulfidmineral, samt vid höga pH-värden då karbonat- och oxider/hydroxidutfällningar kan bildas. Bildningen av dessa utfällningar kan dock hämmas vid höga halter av DOC då metallanjonerna istället binds till organiska ämnen, vilket sänker koncentrationen av den fria jonen (ibid.).

Metallers transport i marken kan även bromsas upp av att de binder till ytor i marken, en process som kallas adsorption (Berggren Kleja et al. 2006). Den motsatta processen, att metaller lossnar från ytor kallas för desorption. En viktigt adsorptionsprocess är jonbyte vilket innebär att en löst katjon binds elektrostatiskt till en negativt laddad yta. Exempel på negativa ytor i marken är lermineral och humusämnen. För vissa ämnen är ytkomplex en viktigare adsorptionsprocess än jonbyte och katjonerna bildar då komplex med hydroxylgrupper på partikelytor (ibid.). Komplex kan även bildas med karboxylgrupper på humusämnen. Även anjoner kan bilda komplex och detta sker då ofta på oxidtytor med järn och aluminium.

De två faktorer som starkast påverkar adsorptionen är pH och konkurrens från andra joner där pH är den viktigaste av de två (Berggren Kleja et al. 2006). För anjoner som sulfat och arsenat sker den starkaste adsorptionen vid låga pH medan det motsatta sker för katjoner. Hur starka ytkomplexen är påverkar hur känsliga de är för förändringar i pH. Konkurrens från joner är en annan viktig parameter som påverkar adsorptionen. Vanligtvis är konkurrensen från aluminium och kalcium den största skillnaden mellan olika jordar då dessa är vanliga ämnen och har en benägenhet att bilda ytkomplex i marken (ibid.). En annan faktor som påverkar adsorptionen är DOC-koncentrationen i markvattnet då ett högt DOC ger en lägre adsorption då metallerna binds till det lösta organiska materialet i stället för till ytorna i marken (ibid.).

2.4. FYTOSANERING

Fytosanering eller fyto Remediering är tekniken att använda växter för att sanera förorenade områden och kan göras både *in situ* och *ex situ* (McCutcheon & Jørgensen 2008). Metoden är kostnadseffektiv, icke invasiv och möter i regel acceptans hos allmänheten (Arthur et al. 2005). Det var under 1980-talet som de första fytosaneringarna genomfördes, men tekniken ses fortfarande av många som en teknik i utvecklingsstadiet (Åtgärdsportalen 2022).

Fytoextraktion är den metod där växten tar upp föroreningar från jord eller vatten genom sitt rotsystem och där föroreningarna fastläggs eller bryts ner i rötter, ved och blad (Arthur et al. 2005). Fytoextraktion användas främst för oorganiska föreningar och det vanligaste är att använda fytoextraktion för upptag av metaller (Arthur et al. 2005). Då metaller inte bryts ner i växten måste växten i stället skördas och skickas på förbränning eller

kompostering. I båda fallen måste sedan kompostresten eller askan omhändertas genom deponering som farligt avfall (Åtgärdsportalen 2019). Växter som är lämpliga för fytoextraktion av metaller ska kunna lagra förhållandevis stora mängder metaller i biomassan utan att ta skada (Åtgärdsportalen 2022). De växter som oftast används vid metalextraktion har en begränsning i att de har rötter som maximalt når 0,25–0,75 m under markytan. Användande av poppel kan vara ett alternativ vid föroreningar på större djup men med poppel finns även en risk att föroreningen sprids av att vinden bär med sig förorenade blad (ibid.).

Fytostabilisering är en annan teknik inom fytosanering och skillnaden mot fytoextraktion är att i stället för att föroreningen avlägsnas från mediet stabiliseras det för att förhindra vidare spridning (Bolan et al. 2011). Föroreningar som oftast behandlas med fytostabilisering är till största del oorganiska ämnen som metaller. Detta sker genom att metaller adsorberas till växtens rötter eller till organiskt material i anslutning till rötterna och på så vis immobiliseras (ibid.) Eftersom växterna måste finnas på platsen för att upprätthålla stabiliseringen bör en anläggning med fytostabilisering ses som en permanent lösning som behöver skötas under lång tid (Åtgärdsportalen 2019). Detta innebär också att marken inte kan användas för exempelvis matproduktion vilket är något andra saneringsmetoder kan möjliggöra (Bolan et al. 2011). Att klä en yta med växter minskar även erosionen vilket bidrar till en minskad spridning genom vind och ytvattenavrinning.

2.4.1. Växters upptag av metaller

Förmågan att ackumulera metaller skiljer sig mellan olika växter och kan delas upp i fyra olika kategorier som omnämns i Tlustoš et al. 2006, vilka är exkluderande växter, indikatorer, ackumulatorer och hyperackumulatorer.

Exkluderande växter är de som har en låg ackumulering av giftiga ämnen då de inte tar upp av växten, även om marken innehåller höga halter av metaller. Indikatorer är en grupp vars upptag av metaller sker proportionellt mot halten i marken. Detta är en vanlig typ då de flesta grödor är indikatorer. Ackumulatorer tar upp mycket metaller även vid låga halter men upptaget ökar inte efter att en viss metallhalt har uppnåtts i marken. Hyperackumulatorer är den grupp som tar upp mest metaller från marken. De har ett stort upptag redan vid låga halter och upptaget fortsätter att öka i takt med en ökad halt i jorden (ibid.).

2.4.2. Kvoter för att beskriva växters upptag

Ett sätt att beskriva hur väl en växt tar upp metaller är genom överföringskoefficienten, TC (transfer coefficient) (Antoniadis et al. 2021). Värdet på TC skiljer sig mellan olika växter men också mellan olika växtdelar och gäller för ett specifikt ämne. Andra faktorer som påverkar TC är halten av föroreningen i marken samt ämnets mobilitet. TC räknas ut genom att dividera koncentrationen av ämnet i biomassan ovan jord med koncentrationen i jorden vilket ses i ekvation 1 där C står för koncentration (ibid.).

$$TC = \frac{C_{\text{biomassa ovan jord}}}{C_{\text{jord}}} \quad (1)$$

Ett liknande mått är translokationsfaktorn, TF (translocation factor) som är ett mått på hur mycket av ämnet som transporteras från rötterna upp till växten ovan marken. TF räknas ut genom att koncentrationen i växten ovan jorden divideras med koncentrationen i rötterna vilket ses i ekvation 2 där C står för koncentration (Antoniadis et al. 2021).

$$TF = \frac{C_{\text{biomassa ovan jord}}}{C_{\text{rot}}} \quad (2)$$

2.5. SALIX

Salix är det latinska namnet för videsläktet som är en del av familjen *Salicaceae* (videväxter), ordningen *Malpighiales* (malpighiaordningen) och fylumet *Tracheophyta* (kärlväxter) (Svensk kulturväxtdatabas 2023). Inom videsläktet återfinns sorter av piltyp, videtyp och sälgtyp men även sorter med en okänd eller komplex hybridbakgrund (ibid.).

2.5.1. Salix som energigröda

Odling av salix i Sverige började efter 1970-talets oljekris då det behövdes fler alternativa energikällor som kunde ersätta fossila bränslen (Dimitriou & Aronsson 2005). Salixen odlas främst på jordbruksmarks i kommersiellt syfte för att sedan eldas i värmeverk för energiproduktion. I Sverige odlas salix på 5 400 hektar jordbruksmark vilket gör salix till den dominerande grödan inom gruppen energigrödor (Jordbruksverket 2020). Arealen jordbruksmark som används för odling av energiskog har dock minskat under hela 2000-talet (Jordbruksverket u.å.). År 2000 odlades energiskog på 15 079 hektar vilket har minskat till 8 460 hektar 2020 vilket innebär att arealen nästan har halverats på 20 år.

Inför plantering av Salix är val av klon viktigt då olika kloner har specifika egenskaper vilket kan påverka tillväxten och vattenupptaget (BioRemed AB 2015). Andra egenskaper som skiljer sig mellan olika kloner kan vara tålighet mot sjukdomar och frost. De vanligaste klonerna och hybriderna som används i Sverige för energiproduktion är *Salix viminalis*, *S. dasyclados* och *S. schwerinii*. (Dimitriou & Aronsson 2005). Plantering och skörd är mekaniserad och skörd sker vart tredje till vart femte år. Eftersom salix har förmågan att skjuta nya skott efter skörd behöver ingen nyplantering ske mellan skördarna.

En faktor som påverkar tillväxten av salix är tillgången på näringsämnen som kväve vilket visades i en studie av Aronsson och Rosenqvist (2011). Studien visade på att en ökad gödsling av kväve gav en högre tillväxt av salixen under en treårsperiod och speciellt under det tredje året. Tillgången på näringsämnen är alltså något som kan begränsa växtens tillväxt.

2.5.2. Lakvattenhantering med salix

På flera svenska platser används gräs eller träd för att rena lakvatten från deponier och salix är vanligt förekommande i denna tillämpning (Jordbruksverket 2013). Fördelen med att använda salix för lakvattenhantering är att det medför en låg etableringskostnad jämfört med andra system (Dimitriou & Aronsson 2005). Ett sådant system bygger på att salixen bevattnas med lakvatten direkt från deponin men även vatten som avrinner från odlingen återcirkuleras. En del av vattnet kommer avgå i form av dunstning och

transpiration genom växterna. Genom detta minimeras utsläppet av lakvatten till miljön och dessutom tas många av föroreningarna och näringsämnena upp av växten (ibid.).

Försök att behandla deponilakvatten med salix och poppel har genomförts där tillväxten av växterna studerades i samband med att vattenupptag och dräneringsvattnets sammansättning uppmätts med hjälp av lysimetrar (Dimitriou & Aronsson 2010). Dessa försök påvisade att salixen inte påverkades negativt av lakvattnet utan snarare fick en ökad tillväxt när bevattningen ökade. Den salix som bevattnades mest intensivt med lakvatten (1,5 mm/dygn 2005 och 6 mm/dygn 2006) fick en tre gånger så stor biomassa som kontrollodlingen och en större biomassa än de som bevattnas med 0,5 mm/dygn 2005 och 2 mm/dygn 2006 (ibid.). Resultaten tyder på att salix svarar positivt på bevattning med deponilakvatten.

Dimitriou och Aronsson (2010) undersökte även hur olika ämnen kunde laka ut till grundvattnet genom att analysera dräneringsvattnet från lysimetrarna. Resultatet visar att halterna av nitrat inte påverkas i någon större omfattning av bevattningen men minskade för alla försök i slutet av perioden (Dimitriou & Aronsson 2010). Mängden ammonium i lakvattnet var generellt låg bortsett från en topp för försöket med högst bevattning. Halterna av fosfor var tydligt högre under bevattning med 6 mm/dygn men gick ner efter avslutad bevattning, i övrigt var halterna låga. För Cl och TOC ses högre halter i dräneringsvattnet i samband med en ökad bevattning (ibid.). Dimitriou och Aronsson (2010) drar slutsatsen att en mindre bevattning med lakvatten minskar risken för att föroreningar sprids till grundvattnet men att det sannolikt är möjligt att genom att förbehandla lakvattnet ändå upprätthålla en hög bevattning utan att skada grundvattnet.

En annan faktor som påverkar lakvattenhantering med salix är valet av klon då olika kloner är olika känsliga för den kemiska sammansättningen av vattnet (Dimitriou et al. 2006). Salix är speciellt känslig för höga koncentrationer av NaCl och NH_4 och vid bevattning med deponilakvatten som har en hög jonstyrka kan detta påverka tillväxten negativt på grund av stress på växten. I ett krukförsök med fem olika salixkloner visade sig klonerna "Jorr" och "Loden" vara de som är bäst lämpade för fytosanering av deponilakvatten (ibid.).

I ett försök där *Salix viminalis* odlades på två förorenade områden visade resultaten att halterna av Cd och Zn i växten var som högst i början av försöket (Hammer et al. 2003). Hammer et al. (2003) tror att detta berodde på att metallkoncentrationerna minskade med djupet och att när rötterna växte längre ner skedde inte ett lika stort upptag som i de ytliga jordlagren. Tillväxten av salixen var dock så pass hög att det totala upptaget ändå ökade under försöksperioderna på 5 och 2 år.

2.5.3. Salix upptag av metaller

Den arsenik som tas upp av salix lagras framför allt i rötterna (Akinwale 2020). Arsenik tas upp av salix antingen i form av As (III) eller som As (V) (Navazas et al. 2019). För As (III) tas det upp genom salix mekanism för kiseltransport medan As (V) tas upp via salixens fosfatupptagssystem. Väl inne i växten reduceras As (V) till As (III) av enzymet arsenat reduktas. I form av As (III) transporteras en liten del vidare in i växtens xylem men majoriteten transporteras ut ur växten tillbaka till jorden (ibid.) Detta sker med hjälp av tiolrika molekyler.

Bly tas upp av salix och lagras främst i växtens rötter och grenar (Tózsér et al. 2017). Framför allt lagras bly i salixen rötter som en följd av dess låga mobilitet i växten (Landberg 2022). Det bly som ackumuleras av växten lagras främst i cellväggen (ibid).

Salix har en god förmåga att ta upp kadmium och att ackumulera det i grenar och löv (Tózsér et al. 2017). Det finns olika hypoteser kring hur kadmium tas upp av salix där både aktivt och passivt upptag innefattas (Nylund 2003). Skillnaden är att för det aktiva upptaget förbrukas energi i form av adenin trifosfat (ATP) medan i den passiva förbrukas ingen energi. Kadmium lagras i vakuolen, cytosolen och i cellväggen (Landberg 2022). Kadmium konkurrerar med kalcium vilket gör att ett kalciumhalt kan påverka upptaget av kadmium (Zhang et al. 2020).

Koppar är en metall med låg mobilitet och tenderar därför att lagras i rötterna i stället för ovan gjord som mer mobila metaller kan göra. För att kunna extrahera största möjliga mängd koppar bör även rötterna skördas (Massenet et al. 2021). Det är även svårare att extrahera koppar då dess låga mobilitet innebär att det binds hårdare till organiskt material och lerpartiklar i marken. För högackumulerande salixkloner har upptaget av koppar minskat hos vid närvaro av kadmium och zink (Landberg 2022).

Krom förekommer i de två formerna Cr (VI) och Cr (III) där båda på grund av sina strukturella likheter med andra joner påverkas av konkurrens (de la Fuente et al. 2009). Efter upptag så lagras krom främst i cellväggarna av växten och transporten av metallen från rot till skott låg (Landberg 2022).

Nickel tas upp av salix men inte samma utsträckning som kadmium, translokeringen av nickel är också betydligt mindre jämfört med kadmium. (Borišev et al. 2008). Zink tas upp av salix och lagras framför allt i salixens grenar (Tózsér et al. 2017). Dess höga mobilitet gör dock att den återfinns i hela växten (Landberg 2022). Efter att zink har tagits upp i växten ackumuleras det i vakuolen. Zinkupptaget kan även förstärkas av att koppar och kadmium finns närvarande (ibid.).

En viktig aspekt som inte bör ignoreras är att det inte bara är upptaget av metaller som påverkar nettoupptaget utan även graden av transport ut från växten påverkar detta (Landberg 2022).

2.5.4. Åtgärder för ökat upptag

Det finns flera faktorer som påverkar upptaget av metaller hos salix. En faktor är valet av klon till fytosaneringen, vilket i regel har en större påverkan på upptaget än jordens egenskaper (Kacálková et al. 2015). Valet av en klon som är lämpad för platsen är viktigt för att växten ska kunna överleva och att syftet med plantering ska kunna uppnås (Kuzovkina & Volk 2009). I ett försök i mindre skala gjort av Massenet et al. (2021) visade att det är fördelaktigt med polykulturer jämfört med monokulturer både när det gäller tillväxten av biomassa och upptaget av koppar. Dessa resultat bör dock följas upp i fältförsök (Massenet et al. 2021).

Det finns flera metoder för att öka metallupptaget för salix. I en studie av Kayser et al. (2000) visar resultatet att upptaget av Zn, Cd och Cu med *Salix viminalis* kunde förbättras genom att tillsätta nitrilotriättiksyra (NTA) och elementärt svavel (S₈). Detta ökade metallernas löslighet flerfaldigt och resulterade i ett ökat upptag med en faktor på 2–3.

En annan faktor som påverkar hur väl salix växer och med det upptaget av metaller är mängden torv i jorden (Salam et al. 2016). Krukförsök med salix och förorenad jord visade att torvhalten ska vara mellan 40 och 70 % för optimal tillväxt av plantan. I samma försök visades att en ökad fytosaneringseffektivitet kunde nås genom att bevattna med renat avloppsvatten på jordar med pH 6. Detta gav en ökad produktion av biomassa och en ökad rottillväxt (ibid.). Mängden lösta organiska ämnen (DOM) kan också påverka hur mycket metaller växter tar upp enligt en studie av Min et.al (2021) där det påvisades att kadmiumupptaget av bomullsplantor ökade med högre DOM.

2.5.5. Påverkan av salt

Salter som förekommer i marken är vanligtvis en blandning av Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} och $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ (Guy et. al 2020). Höga halter av salt i marken är vanligt i regioner med låg nederbörd, hög evaporation och hög närvaro av lösliga salter (Europakommissionen 2019). Salthalterna i marken kan också påverkas av mänsklig aktivitet. Detta genom otillräcklig bevattning av odlingsmark vilket inte möjliggör salter att laka och transporteras längre ner i marken utan stannar i rotszonen. När tillräckligt höga salthalter nås i marken blir detta skadligt för växter (ibid.).

Salix känslighet för salter har undersökt i en studie av Guc et. al (2020). Där undersöktes hur olika typer av salix påverkades av olika salthalter i jorden. I ett försök undersöktes 36 olika genotyper varav 20 var olika hybrider, de övriga var vilda salixvarianter som samlats in. Resultat i studien visade på att tillväxten försämrades för båda grupperna vid högre salthalter, vilket var tydligast efter 12 veckor i försöket. Studien visade även att hybridgenotypen hade en lägre tolerans för höga salthalter i marken (ibid.). Höga salthalter minskade mängden blad, växtens höjd, stammens torrsvikt och rotens torrsvikt.

2.6. GEOKEMISK MODELLERING

Den kemiska sammansättningen av bevattningsvattnet är viktig då mobiliteten av olika metaller är relaterade till växternas förmåga att ta upp dessa (Massenet et al. 2021). Visual MINTEQ är en mjukvara för att beräkna den kemiska sammansättningen av lösningar som är i kontakt med gaser, fasta material och partikelytor (Visual MINTEQ u.å.). Programmet är gratis att använda och underhålls av Jon Petter Gustafsson på SLU. Med programmet är det möjligt att modellera specieringen av olika grundämnen i vatten samt att utvärdera möjligheten att bilda mineralutfällningar under antagande om jämvikt. Andra användningsområden är att undersöka jämvikten hos vanliga redoxpar och att simulera den kemiska kompositionen under en titrering. Olika modeller för att undersöka bindningar till hydroxidytor och organiskt material finns även i Visual MINTEQ (ibid.). En begränsning i programmet är att det endast fungerar i temperaturintervallet 0 – 40 °C och i ett tryck omkring 1 atmosfär.

2.7. NATURVÅRDSVERKET'S GENERELLA RIKTVÄRDEN

Naturvårdsverkets generella riktvärden har tagits fram med en modell som även kan anpassas för att beräkna platsspecifika riktvärden (Naturvårdsverket u.å.). Det finns två olika markanvändningsscenarier för de generella riktvärdena. Det första scenariot är känslig markanvändning (KM), vilket motsvarar områden som lekplatser och bostadsområden. Det andra är mindre känslig markanvändning (MKM), vilket kan vara industriområden eller fastigheter med kontorsbyggnader. Skillnaden mellan de olika

scenariona är vilka aktiviteter som kan tänkas utföras på området, vilket påverkar exponeringsförhållanden (ibid.). I modellen beaktas fyra skyddsobjekt, vilka är sydd för hälsa, markmiljön, grundvatten och ytvatten (Naturvårdsverket 2009). För varje generellt riktvärde blir normalt ett skyddsobjekt styrande, vilka framgår av tabell 2 för de metaller som undersöks i denna rapport.

Tabell 2 Styrande skyddsobjekt för generella riktvärden för arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink. KM står för känslig markanvändning och MKM för mindre känslig markanvändning.

	KM	MKM
Arsenik	Bakgrundshalt	Skydd för hälsa
Bly	Skydd för hälsa	Markmiljö
Kadmium	Skydd för hälsa	Ytvatten
Koppar	Markmiljö	Markmiljö
Krom tot.	Markmiljö	Markmiljö
Nickel	Grundvatten	Markmiljö
Zink	Markmiljö	Markmiljö

3. METOD

3.1. OMRÅDESBESKRIVNING

Dragmossen är en nedlagd deponi belägen i Älvkarleby kommun som var i drift mellan 1973 och 1993 (Ramboll 2021). Under den perioden deponerades ca 75 000 ton hushållsavfall på den 3,6 ha stora deponin. Större delen av deponin har sluttäckts bortsett från ett mindre område i nordöstra delen, som ännu inte har sluttäckts på grund av höga vattennivåer i området. Deponin är belägen på ett flackt område och betraktas som ett utströmningsområde. Strömningsriktningen för grund-, mark- och ytvatten är i östlig riktning (ibid.). Nordväst om deponiområdet bedriver Econova Recycling verksamhet där de framställer jordförbättringsmedel och biobränsleprodukter. I övrigt omges området av skogsmark med vissa mindre torvmarksområden norr om deponin (ibid.).

På deponiområdet finns en salixplantering vars syfte är att förhindra förorenat lakvatten ifrån deponin att nå omkringliggande vattendrag (Rich Waters 2020). Planteringen anlades 2019 av Älvkarleby kommun i samråd med konsultföretaget BioRemed AB och totalt planterades 25 000 sticklingar under juni månad. Sticklingarna var av klonerna Tora och Klara som är snabbväxande, tåliga mot rostangrepp och frosthärdiga¹. Salixodlingen är belägen på den västra delen av området mellan två anlagda dammar (figur 1).

Uppsamling av lakvatten från deponin sker genom en dräneringsledning som börjar längs med deponins norra och sedan följer deponins östra och södra sida. Lakvattnet rinner sedan ut i en damm på deponins sydvästra (figur 1) (Ramboll 2021). Under 2017 mättes dräneringsledningarna vattengång in och då upptäcktes ett parti med bakfall vilket gör att lakvatten inte dräneras optimalt från deponins sydöstra delar. Uppskattningsvis uppgår lakvattenbildning inom deponin till 1800 m³/år efter att deponin har sluttäckts (ibid.).

¹ Ulf Granhall och Mauritz Ramstedt, Bioremed, Möte 6 februari 2023



Figur 1 Ortofoto med dräneringsledning i rött, diken i blått, salixodling i grönt och deponin i orangea samt provpunkter för vattenprover.

På området återfinns två dammar för magasinering av lakvatten (Ramboll 2021). Damm 1 har delats upp i två dammar för att förhindra att den ska dämna dräneringsledningen. Denna åtgärd misslyckades dock då den nya vallen inte håller tätt och därmed kommunicerar dammarna. Innan vallen byggdes hade dammen en magasineringsskapacitet på 1000 m^3 (ibid.). Dammens vallar saknar tätskikt men är anlagd på berg vilket utgör en botten på dammen. Damm 2 är den större av de två magasineringsdammarna och är anlagd norr om damm 1 och har volymen $10\,000 \text{ m}^3$ (ibid.). Den totala vattenvolymen som samlas upp årligen i dammarna uppskattas till $22\,500 \text{ m}^3$ där 1800 m^3 är lakvatten, 5400 m^3 regn som faller på dammarna, 9800 m^3 regnvatten från salixodlingen och $5\,500 \text{ m}^3$ ifrån annan mark (ibid.). Placeringen av dammarna ses i figur 1.

För uppsamling av ytvatten från området finns ett inre och ett yttre dikessystem. Det yttre dikessystemet följer deponins södra del och ansluter med ett annat dike som följer den norra och östra sidan av deponin (Ramboll 2021). Dessa avvattnas sedan österut där de ansluter till Norrån. Det inre systemet består av ett dikessystem som avvattnar nordöstra sidan av deponin och omgärdar torvmossen, detta dike saknar utlopp utan bräddas istället till det yttre dikessystemet om det blir fullt. Den andra delen av det inre dikessystemet återfinns väster om salixodlingen. Detta dike syftar till att avleda överskottsvatten till damm 1. Diket möjliggör även bräddning från damm 2 till damm 1 (ibid.).

Principen för lakvattenhanteringen vid deponin bygger på att inget lakvatten ska lämna anläggningen genom avledning till skogsdiket Norrån öster om anläggningen (Ramboll 2021). I stället avgår det genom den evapotranspiration som uppstår vid bevattning av salixodlingen med lakvattnet. Bevattningen sker genom droppbevattning men endast under växtsäsongen vilket innebär att vatten måste magasineras under resten av året, vilket huvudsakligen sker i damm 2 (ibid.). I figur 2 visas en stamledning och en ledning för droppbevattning på salixodlingen.



Figur 2 Stamledning och ledning för droppbevattning på salixodlingen.

Tillståndet för anläggningen tillåter även att Torvmossen öster om deponin kan bevattnas vid ett överskott av vatten. I figur 3 nedan ses ett konceptuellt flödesschema för hanteringen av lakvattnet. Kvittblivningen av lakvattnet som uppstår genom bevattning uppskattas till 13 000 m³/år (ibid.).

Tabell 3 Årsmedelvärde (n=6) för kemiska och fysikaliska parametrar i lakvattnet under 2022 jämfört med normala värden från Avfall Sverige (2017). Orangea celler markerar högre halter för årsmedel än för normala värden.

Ämne	Enhet	Årsmedel 2022	Avfall Sverige
Färgtal	mg Pt/l	772	290
Susp. Ämnen	mg/l	342	53
Susp. Glödgningsrest	mg/l	208	-
TOC	mg/l	114	86
COD	mg/l	377	290
BOD7	mg/l	20,7	19
Kond.	mS/m	433	550
pH		7,3	-
Alk.	mg HCO ₃ ⁻ /l	2520	1000
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/l	96	-
Nitrat-kväve (NO ₃ -N)	mg/l	3,8	0,25
Ammonium-kväve (NH ₄ -N)	mg/l	75,0	84
Fosfat (PO ₄)	mg/l	6,9	-
Fosfatfosfor (PO ₄ -P)	mg/l	2,2	0,28
Nitrit-nitrogen (NO ₂ -N)	mg/l	0,3	0,037
N-tot	mg/l	82,7	98
P-tot	mg/l	4,2	0,67
O ₂	mg/l	-	-
Sulfat	mg/l	518	240
Klorid	mg/l	102	540
DOC	mg/l	92,3	45

I tabell 4 nedan visas årsmedelvärde för metallhalterna i lakvattnet under 2022 jämfört med medianvärdet av medianvärden på svenska anläggningar (Avfall Sverige, 2017). I de fall där halterna är högre än normalt är cellerna orangea. Halterna jämförs även med Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12) (Livsmedelsverket 2022).

Tabell 4 Årsmedelvärde (n=6) för metaller i lakvattnet under 2022 jämfört med normala värden från Avfall Sverige (2017) och Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12). Orangea celler markerar högre halter för årsmedel än för normala värden (Avfall Sverige), i de fall där halten i lakvatten är högre än Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten är värdet fetstilt.

Ämne	Enhet	Årsmedel 2022	Avfall Sverige	LIVSFS 2022:12
As	µg/l	8,2	4,9	5,00
Cd	µg/l	1,9	0,15	0,50
Co	µg/l	8,4	6,5	-
Cr	µg/l	12,4	6,8	25,00
Cu	µg/l	139	23	2000
Ni	µg/l	21,7	37	20
Pb	µg/l	10,6	4,2	5
V	µg/l	12,5	4,6	-
Zn	µg/l	63,2	83	-
Ba	µg/l	907	330	-
Hg	µg/l	0,1	0,05	1,00
K	mg/l	330	70	-
Ag	µg/l	-	0,10	-
Sn	µg/l	-	-	-

3.2. ANTAGANDEN FÖR MASSBALANS

Vissa antaganden har gjorts i modellen för massbalansen. Det första är att det vatten som tillkommer dammarna genom ytavrinning omkring dammarna ej är förorenat. Det innebär att vattnet som tillförs endast bidrar till spädning. Det antas även att ingen sedimentation av metaller sker i dammarna. Orsaken till detta antagande är att volymen vatten som används för bevattning inte är uppmätt. Ytterligare ett antagande är att lakvattenbildningen uppgår till ett konstant värde om 1800 m³/år och att allt lakvatten används för bevattning av salixen. Detta värde grundar sig på tidigare utförda utredningar av Ramboll. Bevattningen av de tre olika områdena av salixodlingen antas även vara proportionell mot ytan av odlingarna och bevattningen är jämn över ytan. Tillväxten av salix antas också vara konstant över åren för vardera delområde. Antaganden sammanfattas nedan i tabell 5.

Tabell 5 Antaganden och beskrivning av antaganden vid beräkning av massbalans.

Antagande	Beskrivning
Utspädning och sedimentation av lakvatten	Lakvattnet späds ut med vatten från nederbörd men detta vatten antas att inte vara förorenat. Lakvattnet lagras i dammar men det antas att ingen sedimentation sker.
Konstant lakvattenbildning	Lakvattenbildningen antas vara konstant på 1800 m ³ /år i enlighet med tidigare utredningar
Proportionell bevattning	Fördelningen av bevattningsvattnet över de tre delarna av odlingen antas vara proportionell mot ytan av området.
Jämn bevattning	Bevattningen antas vara jämnt fördelad över hela salixodlingens area.
Konstant tillväxt	Den tillväxt som sker över tre år antas vara lika stor varje år.

3.3. DATA OCH PROVPUNKTER

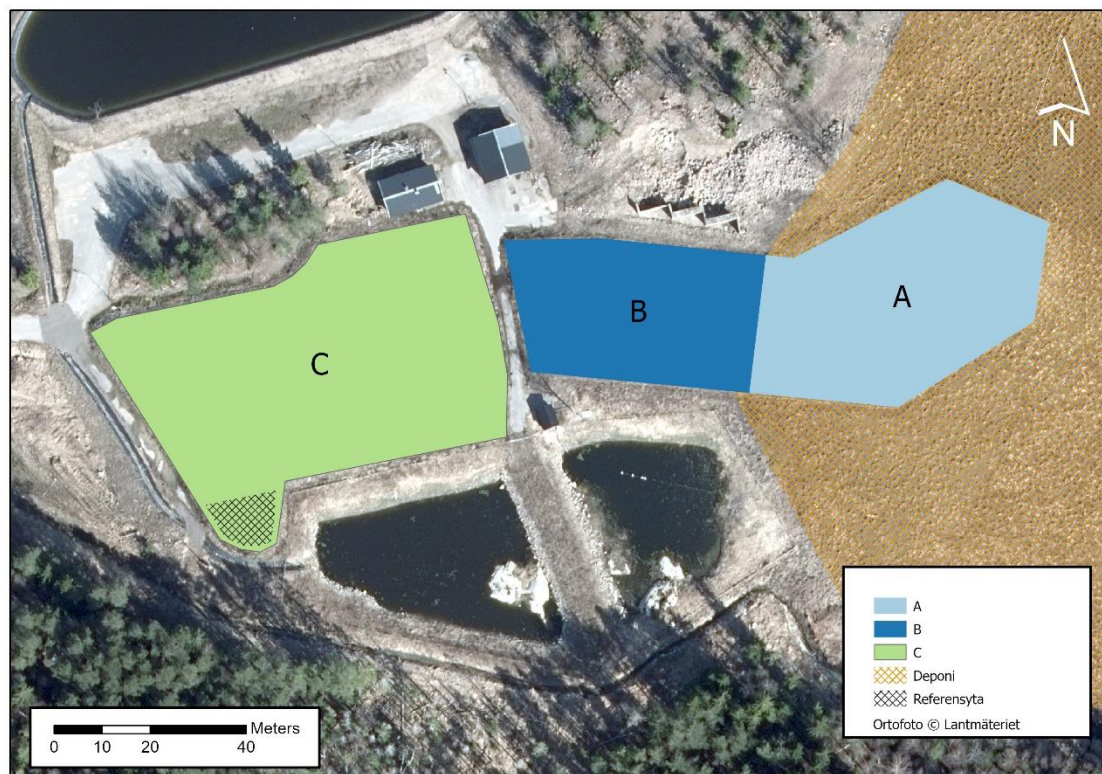
För att beräkna medelhalter av metaller i salixens olika delar och beräkna TC-kvoter och TF-kvoter användes analyser av salixens ved, rot och blad samt analyser av samlingsprov av jord från salixodling. Varje delområde av odlingen provtogs genom att två samlingsprov togs ut för ved, rot och blad. Varje samlingsprov bestod av fem delprov. Dessa prov togs ut 2022-11-30 och analyserades hos Eurofins och data redovisas i appendix A.1 (salix) och A.3 (jord). Där redovisas halt, medelhalt och spannet för proverna. En modell för att kartlägga flödena av metaller på salixodlingen konstruerades och i denna används indata från provtagning av salix 2021-10-25 vilket redovisas i appendix **Error! Reference source not found.** Två samlingsprov togs för varje område där vardera bestod av fem delprov. I modellen används även medelhalter av As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni och Zn i lakvattnet (LAK02) från perioden 2019–2021. I modellen beräknas den årliga tillväxten utifrån skörden 2021 vilket motsvarar tillväxten under perioden 2019–2021.

För den geokemiska modellering i Visual MINTEQ användes analyser av ytvattenprovet YTV09. Provpunkten YTV09 ligger i damm 2 och är representativt för det vattnet som används vid bevattning av salixodlingen (Ramboll 2021). I tabell 6 sammanställs prover och provpunkter för geokemisk modellering, massbalans, fördelning i växt, TC och TF.

Tabell 6 Prover för geokemisk modellering, massbalans, fördelning i växt, TC och TF. YTV motsvarar ytvattenprov, LAK motsvarar lakvattenprov och prov på salix är tagna vid två tillfällen, 2021 (tillväxtperiod 2019–2021) och 2022 (tillväxtperiod 2021–2020).

Provnamn	Matris	Tidsperiod	Användning
YTV09	Ytvatten	2021	Geokemisk modellering
LAK02	Lakvatten	2019 – 2021	Massbalans
Salix (2019–2021)	Ved, rot	2021	Massbalans
Salix (2021–2022)	Ved, rot, blad	2022	Fördelning i växt, TC, TF

Salixodlingen är uppdelad i tre olika delar som provtagits separat. I figur 4 visas en karta för de olika delarna A, B och C. Område A skiljer sig mot B och C då den är anlagd på deponin.



Figur 4 Ortofoto över salixodlingen med de tre olika delområden A, B och C samt referensytan utmärkt.

3.3.1. Provtagningsmetodik för jordprov

Provtagning av jord utfördes av Ramboll efter instruktion från BioRemed. Jordprov uttogs för varje delområde och för två referensytor. För varje provområde togs två samlingsprov, där det ena representerar det ytliga jordlagret (0 – 30 cm) och ett för djupare lager (30 – 80 cm) under markytan. Proven uttogs i 5 mindre provgropar som vid det första tillfället 2021 förgrävdes med en handstyrd bensindriven jordborr, och i det andra tillfället 2022 uttogs i 5 mindre provgropar som grävdes med spade. Provpunkterna var slumpade. Från dessa provgropar uttogs först det ytligare provet och därefter provtogs resterande jordmängd på djupet. Prov från djupare lager tog ut med hjälp av en Ultunaborr under 2022. Provenheten, dvs provuttaget från provgroparna, samlades i en hink och homogeniserades, därefter uttogs själva jordprovet. Jordproverna lagrades sedan mörkt och svalt varefter de överlämnades skyndsamt till det ackrediterade laboratoriet Eurofins för analys.

3.4. FÖRDELNING AV METALLER I VÄXTEN

Att analysera var i växten metallerna lagras är relevant för att bättre kunna förstå upptaget och hur metaller lagras i växten. Det är också viktigt att se var i växten metallerna lagras för att kunna anpassa skörden efter detta. Normalt skördas endast veden.

För att kunna bedöma hur metallerna fördelar sig i växten har data ifrån provtagningen 2022-11-30 använts. Provtagningen genomfördes av BioRemed och omfattar totalt 17 prover uttagna inom de tre olika områdena på salixodlingen, där sex prover avser ved, sex avser rot och fem avser blad. Från analysresultaten har medelvärden för halten i de olika växtdelarna beräknats. Halterna sammanställdes sedan i stapeldiagram för att visualisera skillnaden i halter mellan de olika metallerna och växtdelarna. Osäkerheten på analyserna visas i tabell 7 där felet uppges i procent av den fastställda halten.

Tabell 7 Mätosäkerheter på analyser från Eurofins.

	Mätosäkerhet (%)
Torrsubstans	10%
Arsenik As	35%
Bly Pb	30%
Kadmium Cd	35%
Koppar Cu	20%
Krom Cr	35%
Nickel Ni	35%
Zink Zn	20%

Överföringskoefficienten, TC (transfer coefficient) för varje delområde beräknades utifrån medelhalten av vardera metallkoncentration i skördad ved och för jord på djupen 0-30 cm och 30-80 cm (se ekvation 1). Anledningen till att bladen och rötterna exkluderades är att dessa ej skördas då skörd av salix sker på hösten och rötterna lämnas så att nya skott kan skjuta. TC representerar ett värde på hur väl olika metaller tas upp i förhållande till halten i jorden. Ett liknande mått är TF (translocation factor) som räknas ut genom att dividera halten i veden med halten i roten (se ekvation 2). Detta ger ett mått på hur väl metallen transporteras uppåt i växten efter att den tagits upp till roten.

3.5. MASSFLÖDEN

För att kartlägga flödena av metaller på salixodlingen har mängden tillförda metaller vid bevattning och salixens upptag kvantifierats. Belastningen av metaller från bevattningen beräknades genom att multiplicera medelhalten i deponilakvattnet (LAK02) under perioden 2019 till 2021 (tabell 12) med volymen lakvatten. Volymen lakvatten grundar sig i de tidigare vattenbalanser som tagits fram av Ramboll och uppskattas till 1800 m³/år. Mängden bevattning för de tre delarna av salixodlingen antas vara proportionellt mot arean av vardera del. Denna area uppskattas med hjälp av ortofoton i ArcGIS Pro.

Tillväxten av salixen baserades på den mängd biomassa som skördades 2021 vilket motsvarar tre års tillväxt och sker sannolikt inte linjärt, men antas vara linjär på grund av begränsad tillgång av data på tillväxten. Biomassan som ligger till grund för uträkning består endast av ved, då rot och blad inte skördas utan blir kvar på platsen efter skörd.

Från skördevikten räknades därefter torrvikten ut, där torrsubstansen baserades på analyser vid Eurofins, på prover som tagits i samband med skörd. Detta genom att multiplicera den skördade biomassan med torrsubstansen. Upptaget av metaller erhöles genom att multiplicera den årliga tillväxten av biomassan med halterna av metall i veden för att få upptaget per år. Detta gjordes för område A, B och C (figur 1) och upptaget summerades sedan för att få odlingens totala upptag. Halter för salixprover, medelvärden för respektive del av salixodlingen och spannet för prover visas i appendix A.3. De halter som användes i massbalansberäkningarna var medelvärden från två prover för respektive del av odlingen.

För att jämföra belastningen av metaller på odlingen med upptaget räknades ett nettovärde ut genom att subtrahera tillförseln med upptaget. Hur stor andel av den tillförda mängden som togs upp räknades ut genom att dividera upptaget med tillförseln. Dessa värden räknades ut både för de enskilda delytorna A, B och C (figur 1) samt för hela salixodlingen.

3.6. KARAKTERISERING AV BEVATTNINGSVATTNET

För att karakterisera vattnet som salixen bevattnas med avseende förekomst av olika former av As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni och Zn, användes mjukvaran Visual MINTEQ 3.1. Indatan kommer från medelvärden från 2021 avseende vattenprover från provpunkten YTV09, som är tagen i damm 2. Halterna används för att kunna relatera resultatet till fördelningen av metaller i växten för tillväxtperioden under åren 2021 till 2022.

I tabell 8 finns en sammanställning av de ingående komponenterna som användes i modellen. Temperaturen antogs vara 20 °C då största delen av bevattningen sker under sommaren och pH sattes till 8,2 vilket är medelvärdet från provtagningarna av bevattningsvattnet (damm 2). Vid pH 8,2 gav modellen en laddningsdifferens på 56,9 % med en övervikt på anjoner.

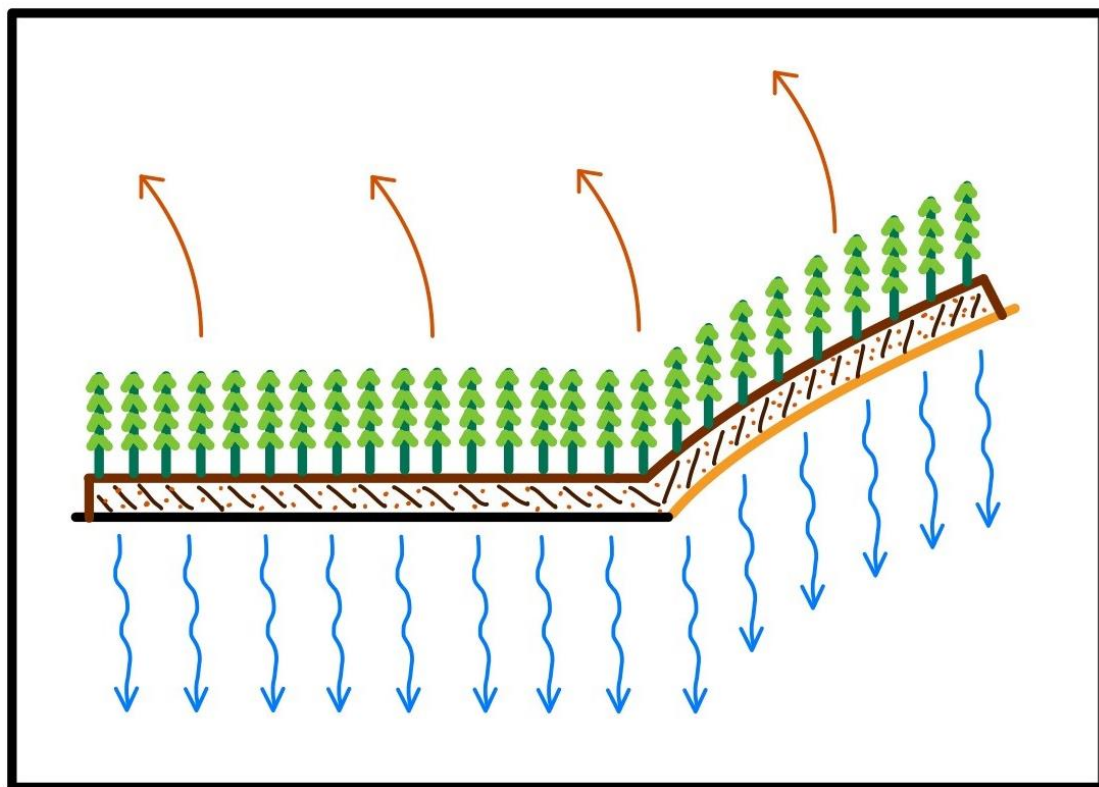
Tabell 8 Komponenter som indata för modellering i Visual MINTEQ.

Komponent	Enhet	Koncentration
Alk	mg/l HCO_3^-	578
Temp	deg C	20
N (NH_4^+)	$\mu\text{g/l}$	1600
N (NO_3^-)	$\mu\text{g/l}$	200
N (NO_2^-)	$\mu\text{g/l}$	21
P (PO_4)	$\mu\text{g/l}$	9
Cl^-	$\mu\text{g/l}$	42 000
SO_4^{-2}	$\mu\text{g/l}$	302 000
As (III)	$\mu\text{g/l}$	2
Cd^{+2}	$\mu\text{g/l}$	0,05
Co^{+2}	$\mu\text{g/l}$	0,7
Cr (III)	$\mu\text{g/l}$	0,5
Cu^{+2}	$\mu\text{g/l}$	2
Ni^{+2}	$\mu\text{g/l}$	3
Pb^{+2}	$\mu\text{g/l}$	0,35
V^{+2}	$\mu\text{g/l}$	2
Zn^{+2}	$\mu\text{g/l}$	4
Ba^{+2}	$\mu\text{g/l}$	74
K^{+1}	$\mu\text{g/l}$	182 000
DOC (SHM)	$\mu\text{g/l}$	24 000

Simuleringen utfördes i ett pH intervall mellan 5 och 8,95 för att identifiera hur koncentrationen fria joner påverkas av förändringar av pH. Detta simulerades med hjälp av ”sweep” funktionen i Visual MINTEQ. Detta innebär att pH ändras med ett inkrement av 0,05 pH-enheter, per simulering.

3.7. RISKBEDÖMNING

Syfte med riskbedömningen är att identifiera om salixodlingen riskerar att bidra till en ökad spridning av föroreningar till miljön. I figur 5 visas de identifierade spridningsvägarna för salixodling. Dessa är spridning till grund- och ytvatten och spridning av partiklar genom damning.



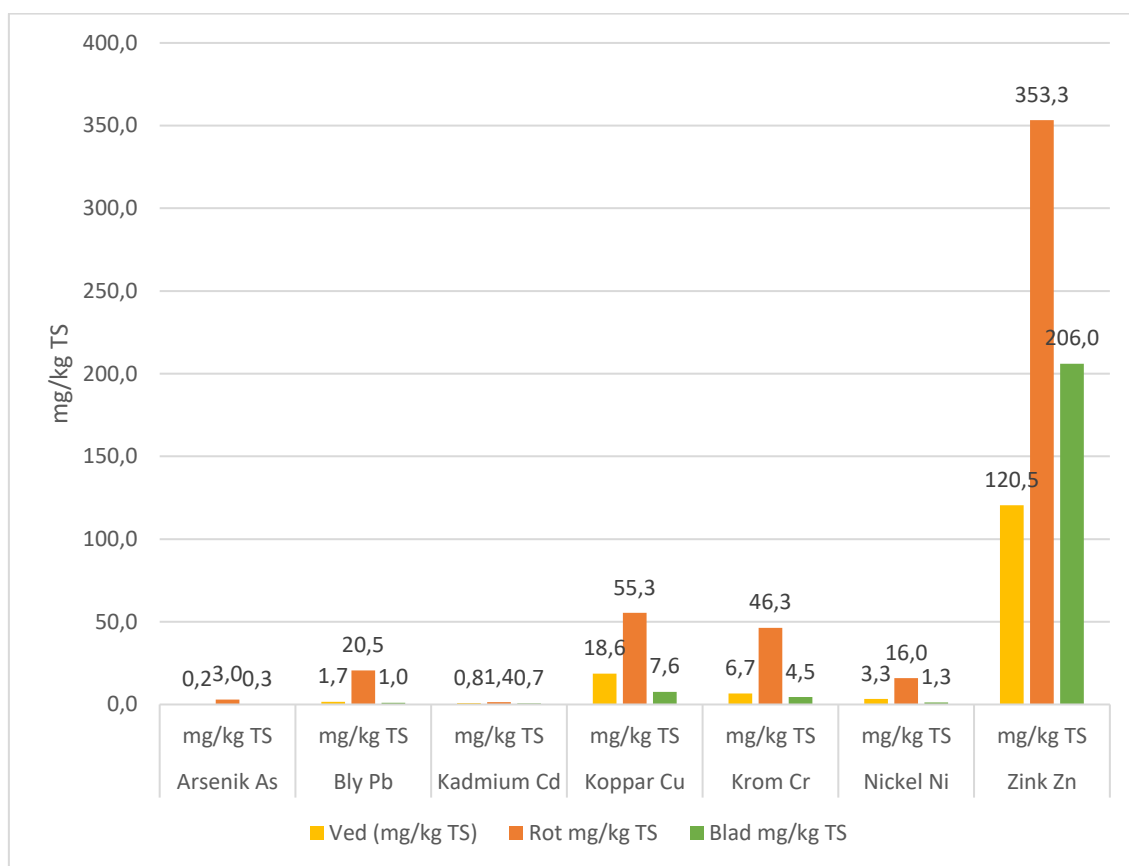
Figur 5 Konceptuell modell över spridningsvägar för föroreningar vid salixodlingen.

För att undersöka om spridning till grundvattnet sker undersöktes hur halterna av föroreningar i grundvattnet har utvecklats sedan salixodlingen anlades. Detta görs med data från vattenprover som tagit i grundvattenröret GV03 som är placerat några meter norr om salixodlingen (figur 1). För att bedöma risken för spridning genom damning jämfördes föroreningsinnehållet i jorden (jordprov från 2022) på odlingen med naturvårdverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM). Anledningen till att MKM-riktvärden används är att salixodlingen är belägen på ett deponiområde som är inhägnat.

4. RESULTAT

4.1. METALLHALTER I SALIX

Halterna av metaller varierar mellan salixens olika växtdelar. De olika metallerna fördelar sig även på olika sätt och tas upp och lagras i varierande grad. I figur 6 visas ett stapeldiagram för medelhalterna av arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink. För alla metaller förekom de i högst halt i rötterna. Den metall som förekom i högst halt både i rötter, ved och blad är zink följt av koppar. Något som skilde zink från de andra metallerna är att det är den enda metallen som förekom i betydlig högre halter i blad jämfört med veden. Arsenik är den metall som förekom i de lägsta halterna i blad och ved, arsenikkoncentrationen i bladen var 50 % större än den i veden med en skillnad på 0,1 mg/kg-TS. Blyhalterna var som högst i rötterna, de var ca. 20 gånger högre i rötterna än i bladen och ca 10 gånger högre i rötterna än i veden. Koppar, krom och nickelhalterna var som högst i rötterna följt av ved och blad. Kadmium var den metall som förekom i lägst halt i rötterna men i blad och ved var kadmiumhalterna högre än arsenikhalterna.



Figur 6 Medelhalten av arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink i växtens olika delar 2022-11-30.

TC-kvoterna varierade både mellan olika metaller men också mellan de olika områdena av salixodlingen (tabell 9). Även skillnader i TC-kvot mellan ytliga och djupare jordlager förekom. I samtliga fall var TC-kvoten <1 vilket innebär att halten i jorden är högre än den uppmätta halten i veden. Arsenik och bly hörde genomgående till de ämnena med lägre TC-kvoter. TC-kvoten för koppar varierar mellan 0,03 och 0,65. I område A och B hade zink, nickel, kadmium och krom TC-kvoter som är $\geq 0,1$ på båda djupen men i A är

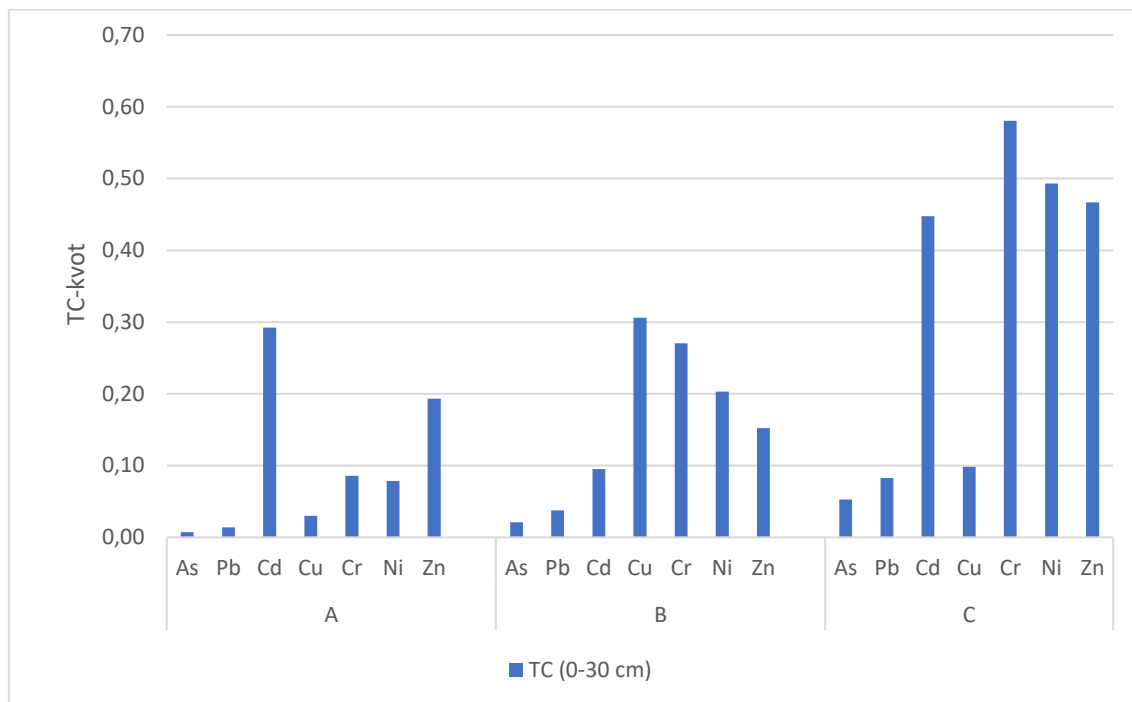
det bara kadmium och zink som har TC-kvoter på de nivåerna. Kopparhalterna i veden för område B var högre än i C och A vilket resulterar i att TC-kvoten och TF-kvoten för koppar i område B var högre än i C och A.

I område A var TF-kvoterna generellt sett lägre än i område B och C men kadmium är ett undantag då TF-kvoten för kadmium var 0,67 vilket är högre än i område B och C. Arsenik och bly hade de lägsta TF-kvoterna i alla tre områden. Skillnaderna i mellan halterna av metaller var generellt sett större för område B och C där de ytligare jordlagren hade högre metallhalter. I område A var i stället skillnaden mellan de två jordlagren mindre i avseende på metallhalter.

Tabell 9 Överföringskoefficienten (TC-kvot) för ytliga och djupa jordlager, translokationsfaktorn (TF-kvot), halter av metaller i ytliga och djupare jordlager och halt i ved samt rot för delområde A, B och C.

	A						
	TC (0–30 cm)	TC (30–80 cm)	TF	Halt i jord, 0–30 cm (mg/kg-TS)	Halt i jord, 30–80 cm (mg/kg-TS)	Halt i ved (mg/kg-TS)	Halt i rot (mg/kg-TS)
As	0,01	0,01	0,02	9,00	7,35	0,065	4,15
Pb	0,01	0,01	0,02	50,0	57,5	0,705	32
Cd	0,29	0,27	0,67	4,45	4,85	1,3	1,95
Cu	0,03	0,03	0,07	225	235	6,7	101
Cr	0,09	0,08	0,04	32,0	33,0	2,75	63
Ni	0,08	0,07	0,06	16,5	18,0	1,3	20,5
Zn	0,19	0,19	0,27	725	740	140	515
	B						
As	0,02	0,03	0,05	6,85	4,45	0,145	3
Pb	0,04	0,08	0,08	48,0	23,5	1,8	22,5
Cd	0,10	0,23	0,11	3,20	1,30	0,305	2,7
Cu	0,31	0,65	0,58	130	61,5	39,8	68,5
Cr	0,27	0,41	0,17	25,5	17,0	6,9	40
Ni	0,20	0,27	0,17	16,5	12,5	3,35	19,5
Zn	0,15	0,35	0,22	535	235	81,5	370
	C						
As	0,05	0,07	0,10	6,10	4,45	0,323	3,25
Pb	0,08	0,11	0,16	30,0	22,5	2,48	15,3
Cd	0,45	0,59	0,37	1,52	1,15	0,68	1,86
Cu	0,10	0,17	0,18	93,5	55,5	9,2	50
Cr	0,58	0,77	0,40	18,0	13,5	10,5	26
Ni	0,49	0,54	0,40	10,9	9,95	5,35	13,5
Zn	0,47	0,61	0,47	300	230	140	300

TC-kvoterna för de ytliga jordlagren i samtliga områden visas i figur 7. De högsta TC-kvoterna finns i område C för Cr, Ni, Zn och Cd. De lägsta TC-kvoterna återfinns i område A.



Figur 7 Överföringskoefficienten (TC-kvot) för ytliga jordlager (0–30 cm) i område A, B och C.

4.2. MASSFLÖDEN

Metallhalter i veden och torrs substans (TS) vid skörd 2021 visas nedan i tabell 10. Den metall som förekom i högst halt i veden var zink. De lägsta halterna var de för arsenik följ av kadmium. Torrs substansen (TS) var mellan 80 och 90 % på alla tre delytorna.

Tabell 10 Medelhalter och spannet för As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni och Zn i ved och torrsubstans (TS) vid skörd 2021-10-25.

Yta		Yta A			Yta B			Yta C		
Datum		2021-10-25			2021-10-25			2021-10-25		
Torrsubstans	%	84,1	±	0,3	89,6	±	1,20	88,6	±	3,40
Arsenik	mg/kg-TS	0,61	±	0,12	0,39	±	0,17	0,725	±	0,38
Bly	mg/kg-TS	3,7	±	0,6	6	±	0,90	6,05	±	2,85
Kadmium	mg/kg-TS	1,6	±	0,2	1,04	±	0,46	0,9	±	0,02
Koppar	mg/kg-TS	15	±	4	9,75	±	2,25	11,6	±	3,40
Krom	mg/kg-TS	16	±	2	14,1	±	5,95	20	±	7,00
Nickel	mg/kg-TS	5,25	±	0,75	4,85	±	2,65	7	±	2,70
Zink	mg/kg-TS	265	±	45	215	±	45,0	245	±	45,0

Skörden uppgick till 17 ton/ha för område A, 80 ton/ha för område B och 72 ton/ha för område C. Detta motsvarar tillväxten under 3 år (2019–2021). Area och skördevikt för varje delområde presenteras nedan i tabell 11.

Tabell 11 Area och skördevikt i ton och ton/ha för varje delområde.

Område	Area (ha)	Skörd 2021 (ton-våtvikt)	Skörd 2021 (ton-våtvikt/ha)
A	0,2019	3,5	17
B	0,1439	11,5	80
C	0,3467	25	72

Tabell 12 visar halterna i lakvattnet av As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni och Zn under de år som salixen växte innan den skördades 2021. Under 2021 uppmättes högre halter av samtliga metaller, under samma period ses en högre mängd suspenderade ämnen vilket kan bidra till en högre analyserad metallhalt. Detta kan bero på åtgärder och underhåll på dräneringssystemet under perioden.

Tabell 12 Medelhalt i lakvatten av As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni och Zn för 2019, 2020 och 2021.

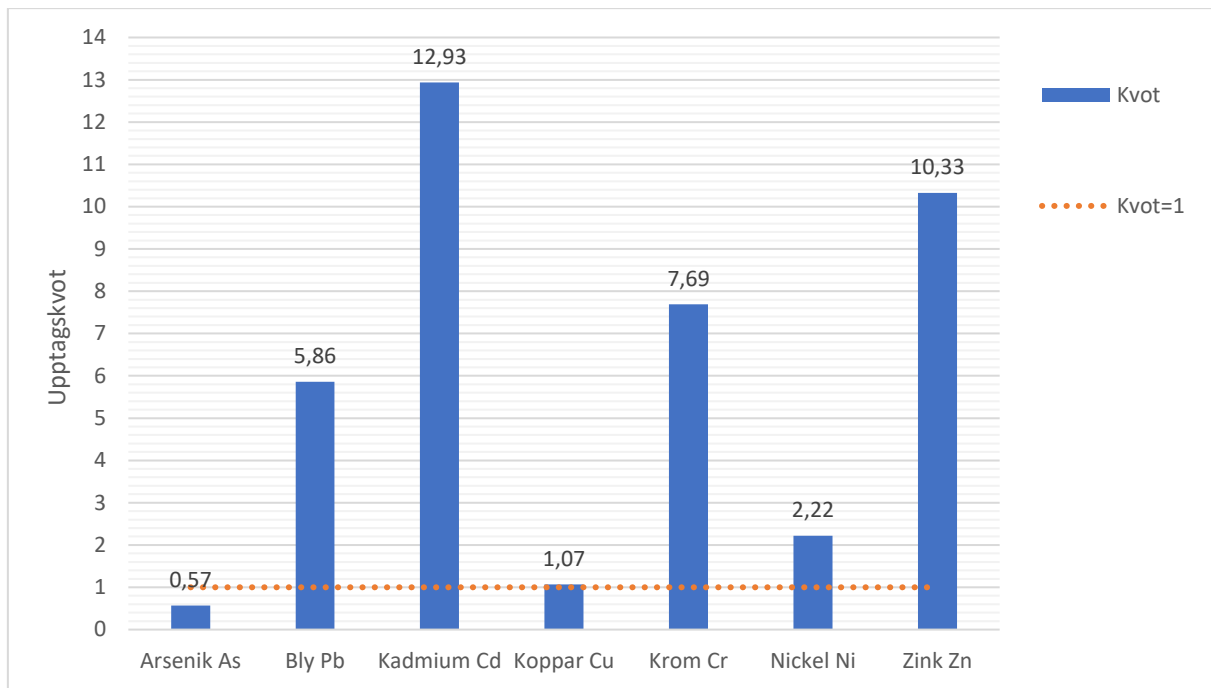
	Medel 2019 (µg/l)	Medel 2020 (µg/l)	Medel 2021 (µg/l)
As	2,50	3,05	12,6
Pb	0,67	0,25	15,1
Cd	0,07	0,05	1,13
Cu	8,32	4,80	161
Cr	7,34	7,42	23,6
Ni	12,8	13,8	19,5
Zn	17,6	10,3	348

I tabell 13 nedan visas belastningen och upptaget av metaller på salixodlingen. Den största belastningen är ifrån koppar följt av zink. Lägst belastning är av arsenik och bly. Upptaget av salixen följer inte belastning av metallerna utan det största upptaget är av zink följt av krom och koppar. Den metall med lägst upptag är arsenik. Skillnaderna i belastning och upptag leder till att massbalansen blir positiv för zink, krom, kadmium och bly men det blir negativt för koppar, arsenik och nickel. En negativ massbalans innebär att det tillförs en större mängd av metallen än vad som tas upp i salixens ved.

Tabell 13 Belastning, upptag till ved och massbalans av metaller under perioden 2019 till 2021.

	Belastning (kg/(år·ha))	Upptag (kg/(år·ha))	Massbalans (kg/(år·ha))
As	0,0157	0,0089	-0,0068
Pb	0,0139	0,0812	0,0673
Cd	0,0011	0,0140	0,0129
Cu	0,151	0,161	0,0108
Cr	0,0332	0,256	0,222
Ni	0,0400	0,0888	0,0488
Zn	0,325	3,36	3,04

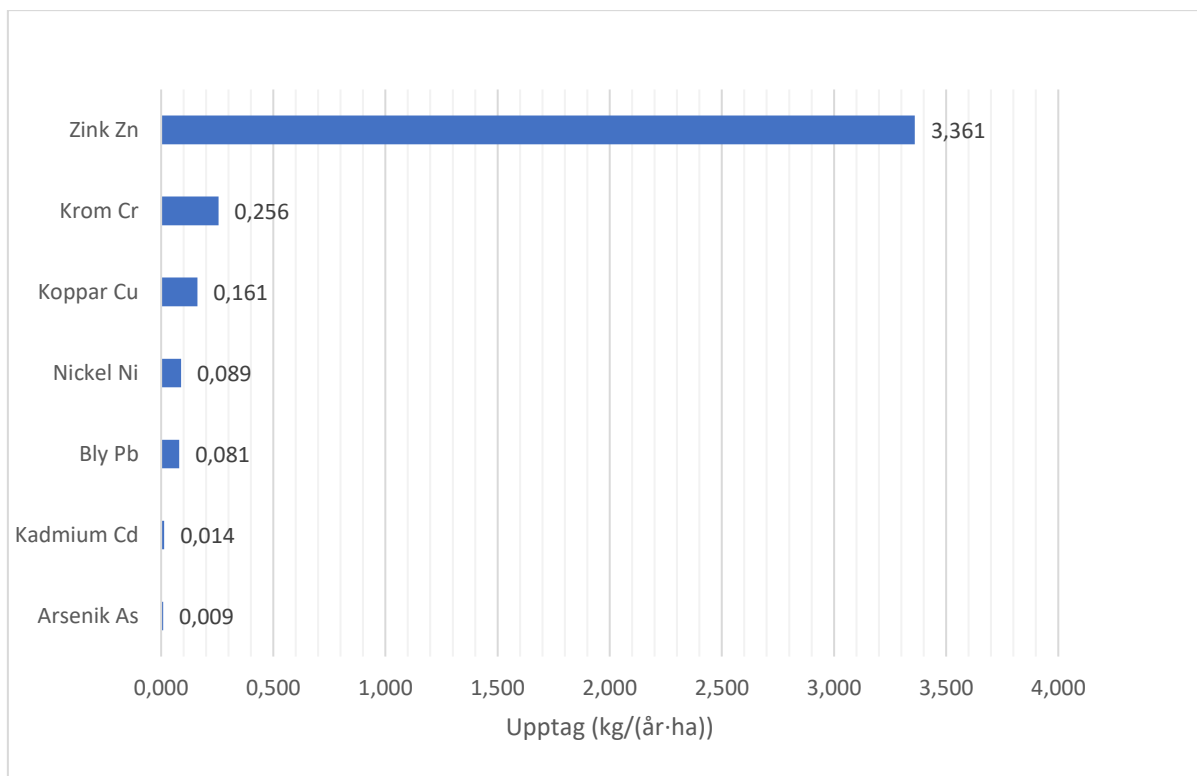
I figur 8 visas upptaget av metaller som kvoten mellan upptaget och belastningen. Om kvoten är högre än 1 innebär det att en större mängd tas upp än vad som tillsätts odlingen vid bevattningen. I figuren framgår det att kadmium, zink, krom och bly tas upp i en mängd som är flera gånger större än den som tillsätts. Den metall som har den lägsta upptaget i förhållande till belastningen är arsenik som har en upptagskvot på 0,57 och koppar har ett upptag som motsvarar belastningen med en upptagskvot på 1,07.



Figur 8 Upptag av metaller som kvoten mellan upptaget och belastningen, kvoten 1 markeras med en orangeprickad linje.

4.3. UPPTAGSHASTIGHET

Zink är den metall som effektivast tas upp av salixodlingen vilket visas i figur 9. Zink följs sedan av krom, koppar, nickel, bly, kadmium och arsenik som tas upp i lägst grad. Upptaget av zink är 3,4 kg/(år*ha) medan 0,009 kg/(år*ha) arsenik tas upp och lagras i veden.



Figur 9 Upptag av As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni och Zn per år och hektar i kg.

4.4. SPECIERING AV METALLER I BEVATTNINGSVATTNET

Modellering i Visual Minteq visade på att de flesta metallerna i bevattningsvattnet huvudsakligen binds till lösta organiska ämnen (DOM) vid pH 8,2. Ett undantag för detta är arsenik som huvudsakligen förekommer som arseniksyrlighet (H_3AsO_3). Den metall som hade den största andelen fria joner var nickel följt av kadmium och zink. Bly, koppar och krom förekom inte alls i form av fria joner. Andelen fria joner och andel bundet till DOM visas nedan i **tabell 14**, i tabell 15 visas specificeringen av arsenik.

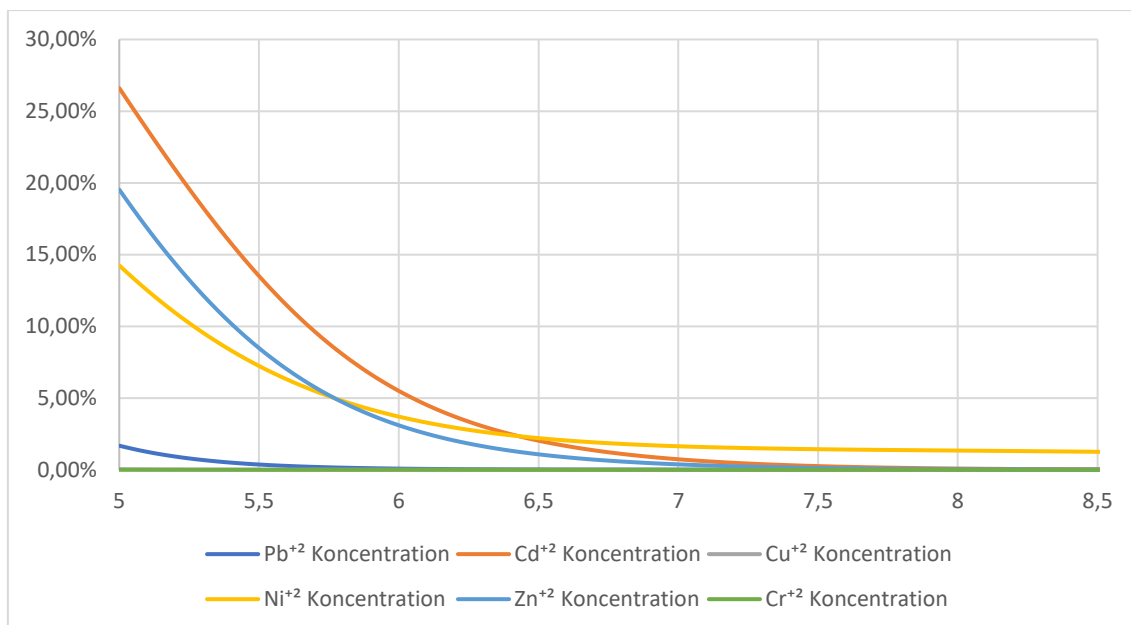
Tabell 14 Specificering av Pb, Cd, Cu, Cr, Ni och Zn i bevattningsvattnet.

	Andel fria joner (%)	Andel bundet till DOM (%)
Pb	-	99,9
Cd	0,05	99,9
Cu	-	100
Cr	-	100
Ni	1,31	95,9
Zn	0,03	99,9

Tabell 15 Specificering av As i bevattningsvattnet.

	H_3AsO_3	H_2AsO_3^-
As	90,9	9,1

Modelleringen för olika pH i Visual Minteq visar att andelen fria joner av Zn^{2+} , Ni^{2+} och Cd^{2+} i vattnet påverkas mest av ett sjunkande pH jämfört med de andra modellerade katjonerna. För Pb^{2+} ses också en ökning i andel fria joner vid låga pH. Ökningen av fria katjoner i för Cr^{3+} och Cu^{2+} ökar men mindre än de övriga katjonerna, detta ses genom att lutning på kurvorna blir brantare vid låga pH vilket visas nedan i figur 10.

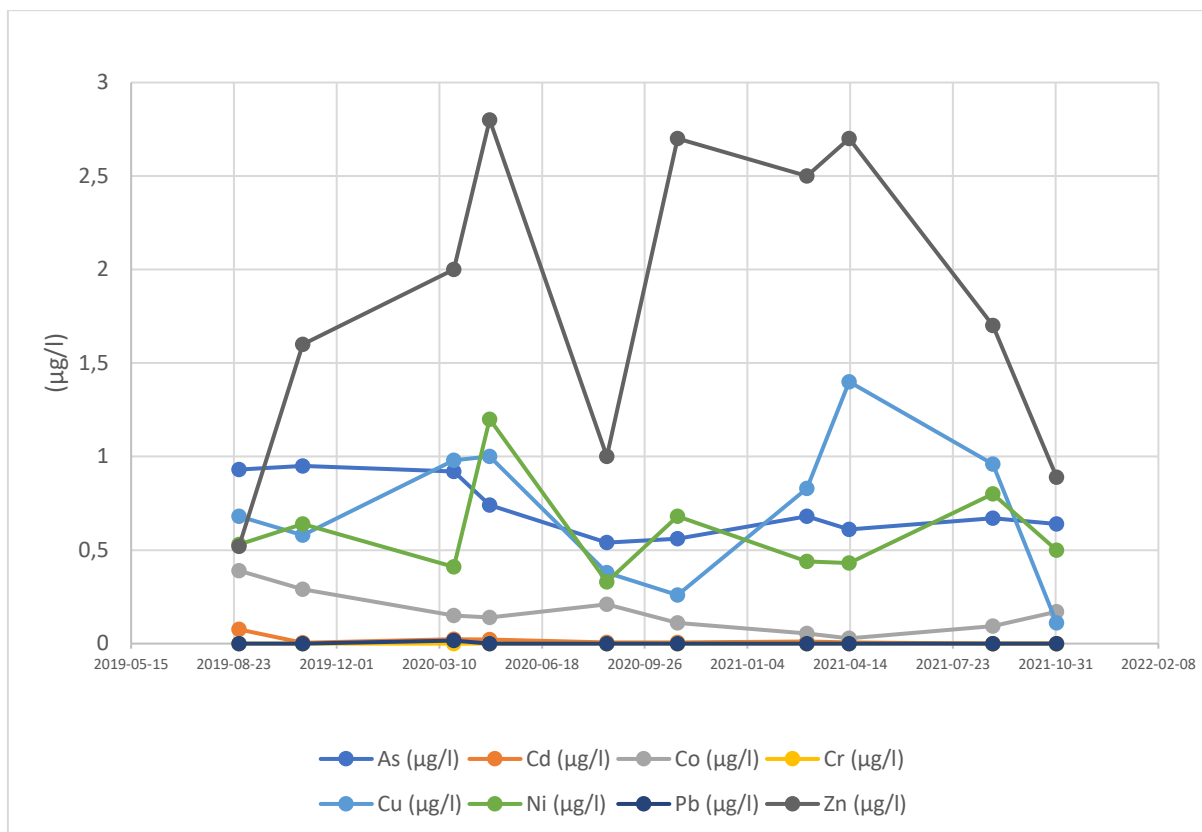


Figur 10 Andelen fria joner av totalkoncentrationen i pH-intervallet 5 till 8,5 vid konstant totalhalt.

4.5. RISKBEDÖMNING

4.5.1. Grundvatten

I figur 11 visas halterna av As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, och Zn i grundvattnet i anslutning till salixodlingen (GV03) under perioden 2019-08-23 till 2021-10-31. Halterna varierar men ingen tydligt uppåtgående eller nedåtgående trend kan identifieras. Vid jämförelse med livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12) i tabell 4 framgår att ingen metallhalt i grundvattnet överskrider dessa.



Figur 11 Halter av As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, och Zn i grundvatten mellan 2019-08-23 och 2021-10-31.

4.5.2. Föreningsinnehåll jord

I jorden där salix växer uppmättes halter av metaller som överskred de generella riktvärdena för mindre känslig markanvändning (MKM). Detta gäller för koppar och zink i område A och för zink i område B. I område C uppmättes inga halter över MKM men för Cd, Cu, Zn uppmättes halter över känslig markanvändning (KM). I samtliga områden överskred kadmiumhalterna generella riktvärden för KM. I tabell 16 sammanställs halterna för jordprov från område A, B och C.

Tabell 16 Föroreningsinnehåll i jord på salixodlingen, gula celler markerar halter över KM och orangea halter över MKM.

				2022	2022	2022	2022	2022	2022
Ämne	Enhet	KM	MKM	A: 0–30 cm	A: 30–80 cm	B: 0–30 cm	B: 30–80 cm	C: 0–30 cm	C: 30–80 cm
As	mg/kg -TS	10	25	9	7,35	6,85	4,45	6,1	4,45
Pb	mg/kg -TS	50	180	50	57,5	48	23,5	30	22,5
Cd	mg/kg -TS	0,8	12	4,45	4,85	3,2	1,3	1,52	1,15
Cu	mg/kg -TS	80	200	225	235	130	61,5	93,5	55,5
Cr	mg/kg -TS	80	150	32	33	25,5	17	18	13,5
Ni	mg/kg -TS	40	120	16,5	18	16,5	12,5	10,9	9,95
Zn	mg/kg -TS	250	500	725	740	535	235	300	230

På referensytorna uppmättes halter över KM och MKM på referensytan för område A. Zinkhalterna överskred riktvärdena för MKM och halterna av As, Pb, Cd och Cu överskred de för KM. På referensytan för område C är halterna av As, Pb, Cd, Cu, Cr, Ni och Zn under riktvärdena för KM. I tabell 17 sammanställs halterna för jordprov från referensytorna för område A och C.

Tabell 17 Föroreningsinnehåll i jord på salixodlingens icke bevattnade referensytor, gula celler markerar halter över KM och orangea halter över MKM.

				2022	2022	2022	2022
Ämne	Enhet	KM	MKM	A: 0–30 cm	A: 30–80 cm	C: 0–30 cm	C: 30–80 cm
As	mg/kg Ts	10	25	9,5	10	2,08	3,33
Pb	mg/kg Ts	50	180	70	80,5	8,00	11,3
Cd	mg/kg Ts	0,8	12	4,95	5	0,12	0,27
Cu	mg/kg Ts	80	200	105	92,5	8,35	14,0
Cr	mg/kg Ts	80	150	26,5	26,5	4,00	5,80
Ni	mg/kg Ts	40	120	18,5	18	3,00	4,85
Zn	mg/kg Ts	250	500	690	690	41,0	57,0

5. DISKUSSION

5.1. METALLHALTER I VÄXTENS OLIKA DELAR

Att metallhalterna varierade både mellan olika växtdelar och mellan olika metaller var inte förvånande då flera olika faktorer påverkar hur väl olika metaller tas upp. Metallens mobilitet är en av de faktorer som påverkar detta (Massenet et al. 2021). Mobiliteten av metallen är även något som påverkar var i växten den lagras (Tózsér et al. 2017). Detta är något som resultatet i denna rapport också visar på då exempelvis bly som har en låg mobilitet ackumuleras i högre koncentrationer i roten jämfört med ved och blad. Kadmium däremot har en högre mobilitet och koncentrationsskillnaderna mellan växtdelarna blir inte lika påtaglig. Detta stämmer överens med de resultat Tózsér et al. (2017) redovisar. Tózsér et al. (2017) menar dock på att zink lagras i högst halter i veden vilket inte stämmer överensstämmer med resultaten i denna rapport. Förvisso är zink den metall som förekommer i högst koncentration i veden men koncentrationen är högre i roten. En möjlig förklaring till resultatet är att i detta fall så har rötterna inte skördats varje år och har således växt under fyra år medan veden skördats mer kontinuerligt vilket kan bidra till att dessa kvoter blir missvisande. Följden blir troligen att en större ackumulation i rötterna har skett än i veden, över tid. I vilket fall belyser detta vikten av att avlägsna salixens rötter vid den tidpunkt då anläggningen tas ur drift.

TC-kvoterna ger en indikation på hur väl olika metaller tas upp genom att relatera koncentrationen i växten med den i jorden. Resultatet i TC-kvoterna skiljer sig åt mellan de olika områdena av salixodlingen och detta kan bero på skillnader jorden, bevattningen eller andra externa faktorer som betesskador. Något som ses i alla tre områden är låga TC-kvoter för arsenik och bly, för arsenik beror detta på ett lågt upptag generellt och för bly är orsaken att det främst lagras i rötterna av salixen. TC-kvoterna är generellt sett lägst i område A och högst i område C. Vad detta beror på är svårt att slå fast men vid fältbesök observerades att område C har en god tillväxt medan område A har en påtagligt sämre tillväxt och har drabbats av viltskador. A skiljer sig även åt då odlingen är anlagd på material som lades dit i samband med sluttäckning av deponin. TF-kvoterna visar att i de flesta fall lagras metallerna i högre koncentrationer i roten jämfört med veden. Värt att notera är dock skillnaden i ålder mellan rot och ved. Detta innebär att metaller har ackumulerats i roten sedan 2019 medan veden har kunnat ackumulera metaller sedan 2021. Vedens biomassa är dock större än rötternas vilket innebär att en större mängd kan ackumuleras i veden, alltså kan en stor mängd metaller bortföras utan att rötterna skördas. Metallernas TF-kvoter varierade mellan områdena men zink och kadmium har genomgående förhållandevis höga TF-kvoter, Landberg (2022) uppger att zink och kadmium återfinns i hela växten och detta styrks av detta resultat.

5.2. METALLUPPTAG OCH FAKTORER SOM PÅVERKAR UPPTAGET

Massbalansen visar på att salixodlingen prestanda varierar för olika metaller. För kadmium, zink, bly, krom och nickel är upptaget av metaller flera gånger större än det som tillförs genom bevattningen. Koppar har ett upptag som är större än det som tillförs genom bevattningen även om det är marginellt och arsenikupptaget är mindre än belastningen.

Arsenik är den metall som tas upp i lägst grad, både i mängd och i förhållande till vad som tillförs genom bevattningen. Arseniks upptagshastighet är 0,009 kg/(år*ha) vilket är

den lägsta upptagshastigheten för de undersökta metallerna. Det är känt sedan tidigare att arsenik framför allt lagras i rötterna och därmed svårt att extrahera med salix (Akinwale 2020). Att just arsenik avviker är inte i sig förvånande då den skiljer sig emot de andra undersökta metallerna vilka förekommer främst som fria katjoner eller bundna i organiska komplex. Arsenik förekommer i stället som H_3AsO_3 eller H_2AsO_3^- och detta kan påverka hur tillgänglig den är för salixen. Båda dessa föreningar innehåller en arsenatjon och arsenat är en strukturell analog av fosfat och tidigare studier har visat på att höga fosfathalter kan minska upptaget av arsenik (Piracha, et.al 2022). I detta fall är mängden fosfat i bevattningsvattnet hög och detta skulle kunna vara en begränsning av arsenikupptaget. Även om arsenik tas upp av salixen så transporteras den ut ur växten vilket leder till ett lågt nettoupptag (Navazas et al. 2019). Det låga upptaget av arsenik leder till att det är efter denna salixodling begränsas. En större salixodling med en totalt sett större tillväxt skulle sannolikt kunna extrahera mer arsenik då extraktionen till stor del beror på tillväxten. Det är dock viktigt att påpeka att en annan metall kan vara begränsande om andra förutsättningar råder.

Bly tas upp i betydligt högre grad än vad som tillförs med en upptagskvot på 5,86, detta trots den förhållandevis låga upptagshastigheten på 0,081 kg/(år*ha). Bly lagras främst i cellväggar nere i salixen rötter (Landberg 2022). Trots detta transporteras tillräckligt med bly upp i veden för att kompensera för tillförseln från bevattningsvattnet vilket är positivt.

Det är viktigt att notera att en hög upptagskvot inte nödvändigtvis innebär ett stort upptag mätt i massa. Ett exempel på detta är kadmium. Kadmium är den metall som har den högsta upptagskvoten (12,93) men samtidigt den metall som tas upp i minst mängd bortsett från arsenik. Detta sker med en upptagshastighet på 0,014 kg/(år*ha). Den höga upptagskvoten styrker att kadmium är en metall som effektivt tas upp av salix (Tózsér et al. 2017). En annan faktor som kan ha bidragit till det höga kadmiumupptaget är att över 99 % av kadmiumet bildar komplex med DOM, detta är något som kan påverka upptaget då Min et.al (2021) drogs slutsatsen att upptaget av kadmium till bomullsplantor ökade med högre DOM.

Koppar är den metall som tas upp i störst mängd förutom zink och krom med en upptagshastighet på 0,161 kg/(år*ha). Då lakvattnet har kopparhalter som är dubbelt så höga som zinkhalterna och tio gånger högre än kromhalterna så är upptaget ungefär lika stort som belastningen från bevattningen. Detta resulterar i att upptagskvoten blir 1,07 vilket är den lägsta upptagskvoten för samtliga undersökta katjoner. En förklaring till att koppar inte tas upp i högre grad kan vara att det konkurrerar med zink (Landberg 2022). En annan tänkbar förklaring är att biotillgängligheten är lägre för koppar då den binds hårt till marken (Massenet et al. 2021). Mängden fria kopparjoner vid pH 8,2 är också betydligt lägre jämfört med exempelvis zink. Den tredje tänkbara förklaringen är att koppar binds i lägre utsträckning till DOM vilket kan påverka upptaget (Min et.al 2021). Det mest sannolika är att dessa tre faktorer bidrar i varierande omfattning till att minska upptaget av koppar.

Upptaget av krom sker med en hastighet på 0,256 kg/(år*ha) vilket innebär att det endast är zink som tas upp snabbare. Även upptagskvoten är förhållandevis hög på 7,69. Detta resultat visar på att krom tas upp effektivt av salix och transporteras upp i veden. Det

stämmer inte överens med att krom främst ska lagras i rötterna och cellväggarna (Landberg 2022).

Nickel tas upp snabbare än vad de tillförs med en upptagskvot på 2,22 och en upptagshastighet på 0,089 kg/(år*ha). Salix upptag av nickel är inte väl undersökta men tidigare studier visar på att det tas upp (Borišev et al. 2008). Resultatet i detta examensarbete styrker detta. En förklaring till det effektiva upptaget kan vara att nickel är den metall med störst andel fria joner enligt Visual MINTEQ simuleringen.

Zink är den metall som tas upp i störst grad med en upptagshastighet på 3,361 kg/(år*ha). Detta är innebär att zinkupptaget är större än upptaget av övriga undersökta metaller tillsammans. Den höga upptagshastigheten resulterar i en upptagskvot på 10,33 vilket endast överträffas av kadmium. Det stora upptaget av zink skulle kunna förklaras med att det är ett ämne som är essentiellt för salixen men som också har en hög mobilitet då det påverkar hur väl metallen tas upp (Massenet et al. 2021). Att zink skulle ha en hög mobilitet i detta system stärks av den geokemiska modelleringen då en förhållandevis hög koncentration av fria zinkjoner Zn^{2+} fås redan vid en viss pH sänkning. En annan förklaring till att zink tas upp effektivt är att närvaron koppar och kadmium ökar upptaget av zink, detta på bekostnad av kopparupptaget (Landberg 2022). Det går bara att spekulera i vad denna effekt beror på men en teori är att koppar bind till ytor i marken som zink annars hade bundits till och detta skulle då kunna ge en högre biotillgänglighet.

Sammantaget så visar resultatet på att salixodlingen fungerar väl med avseende på framför allt kadmium och zink men även för bly och krom. Koppar och arsenik är de metaller som riskerar att ackumuleras i jorden över tid då upptagskvoten är precis över eller under 1.

Det är flera faktorer som påverkar upptaget av metallerna. En är pH då ett lågt pH ökar mobiliteten av fria katjoner vilket kan göra de mer biotillgängliga (Wiegand et al. 2008). Ett sänkt pH skulle då kunna öka upptaget, dock måste pH begränsas till en nivå där det inte skadar växterna. Ett annat sätt att öka mobiliteten är genom tillsats av NTA eller elementärt svavel (Kayser et al. 2000). En risk med att öka mobiliteten av metallerna är att risken för kontaminering av grundvattnet ökar. Andra faktorer som kan påverka upptaget av metaller är konkurrens mellan olika katjoner och i fallet med arsenik påverkar även fosfathalten upptaget. Mängden DOM i bevattningsvattnet kan också påverka upptaget.

Även om massbalansen ger en bild av vilka metaller som tas upp i högst grad är det av vikt att belysa svagheterna då det finns flera osäkerheter som påverkar resultatet. En sådan är tillförseln av metaller till odlingen som är baserad på en estimerad lakvattenbildning. Detta bygger på att ingen sedimentation sker och att ingen bevattning av torvmossen sker. Konsekvensen av detta blir att det finns en risk för att belastningen av metaller på salixodlingen överskattas och att salixodlingens prestanda framstår som sämre än vad som faktiskt är fallet. Det finns även osäkerheter när det gäller upptaget av metaller. Dessa osäkerheter är rör främst skördevikten och torrsubstansen då detta är faktorer som har en stor påverkan på uträknad mängd bortförda metaller. Om den sammanlagda tillväxten i kg-TS/år överskattas så blir även upptaget i modellen större än det verkliga och det motsatta sker om kg-TS/år underskattas. Det finns även osäkerheter kopplade till analys

och provtagning för prover på salix, jord och vatten där fler prover hade varit bra för ett bättre statistiskt underlag.

5.3. RISKER MED SALIXODLINGEN

Inget indikerar på ökande metallhalter i grundvattnet under salixodlingen. Detta tyder på att bevattningen har skett på en nivå som antingen växterna kunnat transpirera eller att överskottsvatten kunnat ledas tillbaka till dammarna, vilket styrks av att koncentrationen av metaller i lakvattnet är mycket högre än de i grundvattnet. Däremot visar jordprov på att halterna av zink och koppar är över de generella riktvärdena för känslig markanvändning, detta framför allt i område A men även för område B. En förklaring till detta skulle kunna vara att tillväxten av salix är sämre i område A än i C och B vilket leder till att halterna ökar över tid. Detta är något som syns i skördemängderna och stärks av observationer vid besök av salixodlingen då salixen på område A var mindre och glesare. I dagsläget utgör sannolikt inte denna jord någon risk för människors hälsa eller grundvatten då det styrande skyddsobjektet för koppar och zink är markmiljö. Salixodlingen och deponin är dessutom stängd för allmänheten så att obehöriga inte kan vistas på området. Att salixodlingen är belägen på ett deponiområde innebär att om platsspecifika riktvärden skulle tas fram för området skulle sannolikt andra skyddsobjekt som grundvatten eller människa vara styrande. Detta skulle resultera i att högre halter skulle kunna tolereras.

På längre sikt är det dock viktigt att övervaka hur metallhalterna utvecklas i odlingsjorden så att inte nya risker uppstår. Med dagens negativa massbalans för arsenik som motsvarar ca 1,4 µg/(kg*år) (med antagandet att arseniken lagras i de ytligaste 30 cm av odlingen) skulle det ta flera tusen år innan halterna i jorden överskrider riktvärden för MKM. Risken för en kraftig ackumulering av arsenik kan alltså anses vara liten. Det finns ett annat perspektiv att beakta och det är den toxiska effekten på salixen av för stor ackumulation av metaller och salter i jorden. Denna skulle kunna leda till att tillväxten av salix hämmas eller att växterna dör.

5.4. FRAMTIDA STUDIER

Ackumulering av salter och metaller är något som bör undersökas vidare för att bedöma uthålligheten av systemet. Ett lämpligt vis att göra detta på är genom lakteter av jord från den bevattnade ytan och från den obevattnade kontrollytan eller att använda undertryckslysimetrar för att analysera markvattnet. Jämförelse av dessa skulle kunna ge en indikation på huruvida salter och metaller ackumulerats i marken sedan salixen planterades 2019. Om så är fallet kommer halterna till sist nå en sådan nivå att tillväxten av salixen hämmas eller att växten dör, vilket leder till omfattande insatser i form av nyetablering av plantor eller att jorden måste bytas ut.

För att i framtiden kunna utvärdera systemet med högre precision vore det fördelaktigt att installera en flödesmätare på bevattningsledningen, i dagsläget saknas underlag för att kunna kvantifiera felet i flödesuppskattningen. Detta skulle ge en mer precis bevattningsvolym och möjligheten att räkna på halter från provtagningar från dammarna.

6. SLUTSATSER

- För systemet med salixodlingen har Cd den högsta upptagskvoten följt av Zn och Cr. Samtliga undersökta metaller förutom As har en upptagskvot > 1 , Cu har en upptagskvot precis över 1. Det låga upptaget av As innebär att tillförseln av As blir begränsande för anläggningen och systemet som helhet.
- Arsenik ackumuleras i marken i mängder som inte bör utgöra en risk förrän om 1000-tals år.
- Zn är den metall med högst upptagshastighet ($\text{kg}/(\text{år} \cdot \text{ha})$) följt av Cr och Cu. As följt av Cd tas upp i minst mängd.
- Det är utmanande att fastställa vilka faktorer som påverkar upptaget på salixodlingen men fenomen beskrivna i litteraturen som mobilitet och konkurrens mellan joner kan delvis förklara resultatet.
- Metallerna i jorden på salixodlingen utgör ingen risk för människors hälsa eller för grundvattnet inom överskådlig tid. Risker för att metallerna ska skada salixen kan inte uteslutas.

7. REFERENSER

- Akinwale V. F. (2020). *Evaluation of the possibility of phytoremediation (using Salix) as a management tool for abandoned sites moderately contaminated with arsenic – a literature review*. Uppsala. https://stud.epsilon.slu.se/16060/7/akinwale_f_v_200921.pdf
- Antoniadis, V. Shaheen, S. M. Stärk, H-J. Wennrich, R. Levizou, E. Merbach, I. Rinklebe, J. (2021). *Phytoremediation potential of twelve wild plant species for toxic elements in a contaminated soil*. Environment International, Volume 146, 2021,106233. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106233>
- Aronsson, P. Rosenqvist, H (2011). *Gödslingsrekommendationer för Salix 2011*. https://pub.epsilon.slu.se/8466/1/aronsson_p_111125.pdf
- Arthur, E. L. Rice, P. J. Rice, P. J. Anderson, T. A. Baladi, S. M. Henderson, K. L. D. Coats, J. R. (2005) *Phytoremediation - An Overview*. Critical Reviews in Plant Sciences. 24:2. 109 – 122. <http://dx.doi.org/10.1080/07352680590952496>
- Avfall Sverige (2017). *Handbok för bedömning av lakvatten och förorenade dagvatten på avfallsanläggningar*. Rapport 2017:36
- Berggren Kleja, Dan. Elert, Mark. Gustafsson, Jon Petter. Jarvis, Nicholas. Norrström Ann-Catrine (2006). *Metallers mobilitet i mark*. Rapport 5536. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/hallbar-sanering/riskbedomning/620-5536-4.pdf>
- BioRemed AB (2015). *Salixplantering vid Karlholms Strand –skyddsåtgärder för tillfällig lagring av förorenade massor*. <https://www.tierp.se/download/18.751b92415c9b5d3c82f823/1497256908616/19.3%20Bilaga%203%20Bioremed%20%C3%A5tg%C3%A4rdsplan%202015-05-13.pdf>. [2023-01-17]
- Bolan, S. B. Park, J. H. Robinson, B. Naidu, R. Huh, K. Y. (2011). *Chapter four - Phytostabilization: A Green Approach to Contaminant Containment*. Advances in Agronomy. Academic Press. Volume 112. 145-204. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123855381000044>
- Borišev, M. Pajević, S. Nikolić, N. Pilipović, A. Krstić, B. Orlović, S. (2008). *Phytoextraction of Cd, Ni, and Pb Using Four Willow Clones (Salix spp.)* Polish J. of Environ. Stud. Vol. 18. No. 4 (2009). 553-561. http://www.pjoes.com/pdf-88268-22126?filename=Phytoextraction%20of%20Cd_.pdf
- Bozkurt, S. Moreno, L. Neretnieks, I. (2000). *Long-term processes in waste deposits*. Science of The Total Environment. Volume 250. Issues 1–3. Sid 101-121. ISSN 0048-9697. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969700003703>
- Classon Sofia (2015). *Att rena mark med växter – En undersökning av fytoremediering som reningsmetod samt tillämpningsprinciper*. Alnarp. https://stud.epsilon.slu.se/8688/1/classon_s_151221.pdf

- Dimitriou, I. Aronsson, P (2010). *Landfill leachate treatment with willows and poplars – Efficiency and plant response*. Waste Management. Volume 30, Issue 11, 2010. Sid 2137-2145. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X10003284>
- Dimitriou, I. Aronsson, P (2005). *Willows for energy and phytoremediation in Sweden*. Unasylva 221 (56), 46–50.
- Dimitriou, I. Aronsson, P. Weih, M (2006). *Stress tolerance of five willow clones after irrigation with different amounts of landfill leachate*. Bioresource Technology. Volume 97. Issue 1. Sid. 150-157.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852405001069>
- Europakommissionen (2019). *A major land degradation process*.
<https://wad.jrc.ec.europa.eu/soilsalinization>. [2023-03-28]
- de la Fuente, C. Clemente, R. Bernal, M.P. (2008). *Changes in metal speciation and pH in olive processing waste and sulphur-treated contaminated soil*. Ecotoxicology and Environmental Safety 70 (2008). 207–215.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651307001467>
- Guy, R.D. Huang, X. Mansfield, S.D. Soolanayakanahally, R.Y. Shunmugam. A.S.K. (2020). *Differences in growth and physiological and metabolic responses among Canadian native and hybrid willows (Salix spp.) under salinity stress*. Tree Physiology. volume 40. issue 5. 652–666.
- Hammer, D. Kayser, A. Keller, C (2003). *Phytoextraction of Cd and Zn with Salix viminalis in field trials*. Soil Use and Management (2003) 19. 187-192.
<http://rmag.soil.msu.ru/articles/234.pdf>
- Jain, S. Muneer, S. Guerriero, G. Liu, S. Vishwakarma, K. Chauhan, D, K. Dubey, N, K. Tripathi, D, K. Sharma, S. (2018). *Tracing the role of plant proteins in the response to metal toxicity: a comprehensive review*. Plant Signal Behav. 2018;13 (9).
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6204846/pdf/kpsb-13-09-1507401.pdf>
- Jordbruksverket (2013). *Mer än bara energi miljö- och samhällsnyttor med energigrödor*. Artikelnr: OVR303.
https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_ovrigt/ovr303.pdf.
- Jordbruksverket (2020). *Jordbruksmarkens användning 2020. Slutlig statistik*.
<https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2021-02-03-jordbruksmarkens-anvandning-2020.-slutlig-statistik#h-Sammanfattning>. [2023-01-18]
- Jordbruksverket (u.å.). *Åkermarkens användning och antal företag med åkermark efter Gröda, Län, Variabel och År*. Jordbruksverkets statistikdatabas.
https://statistik.sjv.se/PXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets%20statistikdatabas/Jordbruksverkets%20statistikdatabas_Arealer_1%20Riket%20I%20c3%a4n%20kommun/JO0104B1.px/table/tableViewLayout1/?loadedQueryId=6f5ac4f2-24f3-4024-9a76-3c1d78a7592b&timeType=item

Kacalkova, L. Tlustos, P. Szakova, J (2015). *Phytoextraction of risk elements by willow and poplar trees*. Int. J. Phytoremediation 17 (5),
https://uub.primo.exlibrisgroup.com/permalink/46LIBRIS_UUB/j5a52a/cdi_proquest_miscellaneous_1651417040

Kayser, A. Wenger, K. Keller, A. Attinger, W. Felix, H. R. Gupta, S. K. Schulin, R. (2000). *Enhancement of Phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from Calcareous Soil: The Use of NTA and Sulfur Amendments*. Environmental Science & Technology, 34(9), 1778–1783. <https://doi.org/10.1021/es990697s>

Kuzovkina, Y. Volk, T, A. (2009). *The characterization of willow (Salix L.) varieties for use in ecological engineering applications: Co-ordination of structure, function and autecology*. Ecological Engineering. 35 (8). 1178–1189.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.03.010>

Landberg, T (2022). *Heavy metal tolerance, uptake, accumulation, and translocation in Salix and its application in phytoremediation*. Stockholm. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1705565/FULLTEXT03.pdf>

Livsmedelverket (2022). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*. LIVSFS 2022:12.

Massenet, Bonet, A. Laur, J. Labrecque, M. (2021). *Co-planting Brassica napus and Salix nigra as a phytomanagement alternative for copper contaminated soil*. Chemosphere (Oxford), 279. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130517>

McCutcheon, S.C. Jørgensen, S.E (2008). *Phytoremediation*. Encyclopedia of Ecology. Academic Press. Sid. 2751-2766. ISBN 9780080454054. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00069-0>

Min, T. Luo, T. Chen, L. Lu, W. Wang, Y. Cheng, L. Ru, S. & Li, J. (2021). *Effect of dissolved organic matter on the phytoremediation of Cd-contaminated soil by cotton*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 226, 112842.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2021.112842>

Nationalencyklopedin (u.å.a.). *Arsenik*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/arsenik>. [2023-01-26]

Nationalencyklopedin (u.å.b.). *Bly*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/bly>. [2023-01-26]

Nationalencyklopedin (u.å.c.). *Kadmium*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kadmium>. [2023-01-26]

Nationalencyklopedin (u.å.d.). *Koppar*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/koppar>. [2023-01-26]

Nationalencyklopedin (u.å.e.). *Krom*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/krom>. [2023-01-27]

Nationalencyklopedin (u.å.f.). *Nickel*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/nickel>. [2023-01-27]

- Nationalencyklopedin (u.å.g.). Zink. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/zink>. [2023-01-27]
- Naturvårdsverket (u.å.). *Vägledning: Riktvärden för förorenad mark*. <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/riktvarden-for-fororenad-mark/>. [2023-04-04]
- Naturvårdsverket (2008). *Lakvatten från deponier*. 8306. Stockholm. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/8300/978-91-620-8306-9.pdf>
- Naturvårdsverket (2009). *Riktvärden för förorenad mark: Modellbeskrivning och vägledning*. 5976. Stockholm. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/5900/978-91-620-5976-7.pdf>
- Navazas, A. Hendrix, S. Cuypers, A. & González, A. (2019). *Integrative response of arsenic uptake, speciation and detoxification by Salix atrocinerea*. Science of The Total Environment. 689. 422–433. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.06.279>
- Nylund, E (2003). *Cadmium uptake in willow (Salix viminalis L.) and spring wheat (Triticum aestivum L.) in relation to plant growth and Cd concentration in soil solution*. ISSN 1651-7210. <https://www.fao.org/forestry/10467-045f85db64fade6484e11cb3c49f96bb2.pdf>
- Pandey, G. Madhuri, S (2014). *Heavy metals causing toxicity in animals and fishes*. Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences. ISSN 2320 – 6535. Vol. 2(2), 17-23.
- Piracha, M.A. Ashraf, M. Shahzad, S.M. Imtiaz, M. Arif, M.S. Rizwan, M.S. Aziz, A. Tu, S. Albasher, G. Alkahtani, S. & Shakoar, A. (2022). *Alteration in soil arsenic dynamics and toxicity to sunflower (Helianthus annuus L.) in response to phosphorus in different textured soils*. Chemosphere, 287, 132406. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.132406>
- Ramboll (2021). *Dragmossens deponi, Utredningsprogram under provotid*. [Opublicerat material]. Göteborg
- Rich Waters (2020). *Nu växer salixen på deponin Dragmossen*. <https://www.richwaters.se/nu-vaxer-salixen-pa-deponin-dragmossen/>. [2023-01-17]
- Salam, M. M. A. Kaipainen, E. Mohsin, M. Villa, A. Kuittinen, S. Pulkkinen, P. Pelkonen, P. Mehtätalo, L. Pappinen, A. (2016). *Effects of contaminated soil on the growth performance of young Salix (Salix schwerinii E. L. Wolf) and the potential for phytoremediation of heavy metals*. Journal of Environmental Management, 183 (Pt 3), 467–477. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.082>
- SGI (2014). *Inventering, undersökning och riskklassning av nedlagda deponier, Information och råd*. Linköping. <https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/sgi-publikation/sgi-p14.pdf>

- SGI (2011). *Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier Lakvatten och deponigas*. Linköping.
<https://www.lansstyrelsen.se/download/18.2e0f9f621636c844027168d6/1527662258332/SGIs%20v%C3%A4gledning-deponier.pdf>
- Svensk kulturväxtdatabas (2023). *Salix L. nom. cons.*
<http://skud.slu.se/nav/taxa/6205843>. [2023-01-17]
- Tlustoš, P. Pavlíková, D. Száková, J. Balík, J. (2006). Plant accumulation capacity for potentially toxic elements. In: Morel, J.L., Echevarria, G., Goncharova, N. (eds) *Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils*. NATO Science Series, vol 68. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/1-4020-4688-X_3
- Tózsér, D. Magura, T. Simon, E. (2017). *Heavy metal uptake by plant parts of willow species: A meta-analysis*. Journal of Hazardous Materials, 336, 101–109.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.03.068>
- Visual MINTEQ (u.å.). *Welcome to Visual MINTEQ*. <https://vminteq.com/> 2021-02-22]
- Wiegand, J. Aschan, G. Kraus, U. Piontek, J. Mederer, J. (2009). *Chemical Fractionation and Soil-to-Plant Transfer Characteristics of Heavy Metals in a Sludge Deposit Field of the River Ruhr, Germany*. Soil & Sediment Contamination, 18(1), 14–29. <https://doi.org/10.1080/15320380802545217>
- Zhang, S. Li, Q. Nazir, M.M. Ali, S. Ouyang, Y. Ye, S. Zeng, F (2020). *Calcium Plays a Double-Edged Role in Modulating Cadmium Uptake and Translocation in Rice*. Int. J. Mol. Sci. 2020. 21(21). 8058. <https://doi.org/10.3390/ijms21218058>
- Åtgärdsportalen (2022). *Fytosanering – fördjupning*.
<https://www.atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/fytosanering/fytosanering-fordjupn>. [2023-01-18]
- Åtgärdsportalen (2019). *Fytosanering – översikt*.
<https://www.atgardsportalen.se/metoder/jord/in-situ/fytosanering>. [2023-01-18]
- Östman, M. (2008). *Ageing Landfills – Development and Processes*. ISSN 1652-6880. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet.

A. APPENDIX

A.1 INDATA METALLER I SALIX 2022

Tabell A 1 Metallhalter i salixen ved, rot och blad vi provtagning 2022-11-30 samt medelvärde och spann för halterna.

Ved												
A				B				C				
Provnamn	A1 metall Ved	A2 metall Ved	Medelvärde	Spann	B1 metall Ved	B2 metall Ved	Medelvärde	Spann	C1 metall Ved	C2 metall Ved	Medelvärde	Spann
Provtagningsdag	2022-11-30	2022-11-30			2022-11-30	2022-11-30			2022-11-30	2022-11-30		
Torsubstans	%	82,7	80,3	2,4	55,9	76,3	66,1	20,4	78,9	53,6	66,25	25,3
Arsenik As	mg/kg-TS	0,065	0,065	0	0,22	0,07	0,145	0,15	0,065	0,58	0,3225	0,515
Bly Pb	mg/kg-TS	0,87	0,54	0,33	1,5	2,1	1,8	0,6	0,75	4,2	2,475	3,45
Kadmium Cd	mg/kg-TS	1,3	1,3	0	0,34	0,27	0,305	0,07	0,9	0,46	0,68	0,44
Koppar Cu	mg/kg-TS	7,1	6,3	0,8	76	3,6	39,8	72,4	6,4	12	9,2	5,6
Krom Cr	mg/kg-TS	2,3	3,2	0,9	10	3,8	6,9	6,2	2,9	18	10,45	15,1
Nickel Ni	mg/kg-TS	1	1,6	0,6	4,8	1,9	3,35	2,9	1,5	9,2	5,35	7,7
Zink Zn	mg/kg-TS	140	140	0	81	82	81,5	1	150	130	140	20

Rot												
A				B				C				
Provnamn	A1 metall Rot	A2 metall Rot	Medelvärde	Spann	B1 metall Rot	B2 metall Rot	Medelvärde	Spann	C1 metall Rot	C2 metall Rot	Medelvärde	Spann
Provtagningsdag	2022-11-30	2022-11-30			2022-11-30	2022-11-30			2022-11-30	2022-11-30		
Torsubstans	%	79,2	73,6	5,6	74,4	80,9	77,65	6,5	92	92	92	0
Arsenik As	mg/kg-TS	4,1	4,2	0,1	3,3	2,7	3	0,6	1,6	4,9	3,25	3,3
Bly Pb	mg/kg-TS	28	36	8	27	18	22,5	9	6,6	24	15,3	17,4
Kadmium Cd	mg/kg-TS	0,19	3,7	3,51	3,4	2	2,7	1,4	0,71	3	1,855	2,29
Koppar Cu	mg/kg-TS	72	130	58	79	58	68,5	21	15	85	50	70
Krom Cr	mg/kg-TS	79	47	32	27	53	40	26	33	19	26	14
Nickel Ni	mg/kg-TS	19	22	3	13	26	19,5	13	16	11	13,5	5
Zink Zn	mg/kg-TS	460	570	110	450	290	370	160	150	450	300	300

Blad												
A				B				C				
Provnamn	A 1a+b		Medelvärde	Spann	B3a+B3b	B4a+B4b	Medelvärde	Spann	C1a+C1b	C2a+C2b	Medelvärde	Spann
Provtagningsdag	2022-09-22	-	-	-	2022-09-22	2022-09-22			2022-09-22	2022-09-22		
Fukthalt	%	76,7	-	-	76,6	76,4	76,5	0,2	74,8	77,2	76	2,4
Arsenik As	mg/kg-TS	<0,12	-	-	0,59	0,21	0,4	0,38	0,29	0,32	0,305	0,03
Bly Pb	mg/kg-TS	0,58	-	-	1,5	0,95	1,225	0,55	0,73	1,4	1,065	0,67
Kadmium Cd	mg/kg-TS	2	-	-	0,51	0,51	0,51	0	0,53	0,14	0,335	0,39
Koppar Cu	mg/kg-TS	7,6	-	-	6,8	6	6,4	0,8	4,8	13	8,9	8,2
Krom Cr	mg/kg-TS	1,5	-	-	10	3,9	6,95	6,1	3,7	3,3	3,5	0,4
Nickel Ni	mg/kg-TS	1,1	-	-	2	1,4	1,7	0,6	0,96	0,93	0,945	0,03
Zink Zn	mg/kg-TS	390	-	-	140	120	130	20	240	140	190	100

A.2 INDATA METALLER I SALIX 2021

Tabell A 2 Metallhalter i salixen ved vi provtagning 2021-10-25 för område A samt medelvärde och spann för halterna.

Provnamn	Enhet	A1 metall Ved	A2 metall Ved	Medelvärde	Spann
Provtagningsdag		2021-10-25	2021-10-25		
Torrsubstans	%	83,8	84,4	84,1	0,6
Arsenik	mg/kg-TS	0,49	0,73	0,61	0,24
Bly	mg/kg-TS	3,1	4,3	3,7	1,2
Kadmium	mg/kg-TS	1,4	1,8	1,6	0,4
Koppar	mg/kg-TS	11	19	15	8
Krom	mg/kg-TS	18	14	16	4
Nickel	mg/kg-TS	6	4,5	5,25	1,5
Zink	mg/kg-TS	220	310	265	90

Tabell A 3 Metallhalter i salixen ved vi provtagning 2021-10-25 för område C samt medelvärde och spann för halterna.

Provnamn	Enhet	B1 metall Ved	B2 metall Ved	Medelvärde	Spann
Provtagningsdag		2021-10-25	2021-10-25		
Torrsubstans	%	90,8	88,4	89,6	2,4
Arsenik	mg/kg-TS	0,22	0,56	0,39	0,34
Bly	mg/kg-TS	5,1	6,9	6	1,8
Kadmium	mg/kg-TS	0,58	1,5	1,04	0,92
Koppar	mg/kg-TS	7,5	12	9,75	4,5
Krom	mg/kg-TS	8,1	20	14,05	11,9
Nickel	mg/kg-TS	2,2	7,5	4,85	5,3
Zink	mg/kg-TS	170	260	215	90

Tabell A 4 Metallhalter i salixen ved vi provtagning 2021-10-25 för område C samt medelvärde och spann för halterna.

Provnamn	Enhet	C1 metall Ved	C2 metall Ved	Medelvärde	Spann
Provtagningsdag		2021-10-25	2021-10-25		
Torrsubstans	%	92	85,2	88,6	6,8
Arsenik	mg/kg-TS	0,35	1,1	0,725	0,75
Bly	mg/kg-TS	3,2	8,9	6,05	5,7
Kadmium	mg/kg-TS	0,88	0,92	0,9	0,04
Koppar	mg/kg-TS	8,2	15	11,6	6,8
Krom	mg/kg-TS	13	27	20	14
Nickel	mg/kg-TS	4,3	9,7	7	5,4
Zink	mg/kg-TS	200	290	245	90

A.3 INDATA JORDPROV 2022

Tabell A 5 Jordprov från salixodlingen, 2022-11-30.

		2022	2022	2022	2022	2022	2022	2022	2022	2022	2022	2022	2022
		A1:1	A1:2	A2:1	A2:2	B1:1	B1:2	B2:1	B2:2	C1:1	C1:2	C2:1	C2:2
Arsenik	mg/kg -TS	7,0	7,1	11,0	7,6	6,4	3,8	7,3	5,1	4,5	4,0	7,7	4,9
Bly	mg/kg -TS	48,0	64,0	52,0	51,0	53,0	22,0	43,0	25,0	20,0	19,0	40,0	26,0
Kadmium	mg/kg -TS	4,5	5,1	4,4	4,6	2,9	1,3	3,5	1,3	0,44	0,6	2,6	1,7
Koppar	mg/kg -TS	240	250	210	220	130	50	130	73	27	35	160	76
Krom	mg/kg -TS	32	34	32	32	25	13	26	21	13	11	23	16
Nickel	mg/kg -TS	16	18	17	18	13	13	20	12	8,7	8,9	13	11
Zink	mg/kg -TS	730	760	720	720	480	220	590	250	120	150	480	310

Tabell A 6 Medelvärden för jordprov från salixodlingen, 2022-11-30.

Ämne	Enhet	2022	2022	2022	2022	2022	2022
		A: 0–30 cm	A: 30–80 cm	B: 0–30 cm	B: 30–80 cm	C: 0–30 cm	C: 30–80 cm
Arsenik	mg/kg-TS	9	7,35	6,85	4,45	6,1	4,45
Bly	mg/kg-TS	50	57,5	48	23,5	30	22,5
Kadmium	mg/kg-TS	4,45	4,85	3,2	1,3	1,52	1,15
Koppar	mg/kg-TS	225	235	130	61,5	93,5	55,5
Krom	mg/kg-TS	32	33	25,5	17	18	13,5
Nickel	mg/kg-TS	16,5	18	16,5	12,5	10,9	9,95
Zink	mg/kg-TS	725	740	535	235	300	230

Tabell A 7 Spann för jordprov från salixodlingen, 2022-11-30.

Ämne	Enhet	2022	2022	2022	2022	2022	2022
		A: 0–30 cm	A: 30–80 cm	B: 0–30 cm	B: 30–80 cm	C: 0–30 cm	C: 30–80 cm
Arsenik	mg/kg-TS	4,0	13,0	10,0	3,0	20,0	7,0
Bly	mg/kg-TS	4,0	0,5	0,6	0,0	2,2	1,1
Kadmium	mg/kg-TS	0,1	30,0	0,0	23,0	133,0	41,0
Koppar	mg/kg-TS	30,0	2,0	1,0	8,0	10,0	5,0
Krom	mg/kg-TS	0,0	0,0	7,0	1,0	4,3	2,1
Nickel	mg/kg-TS	1,0	40,0	110	30,0	360	160
Zink	mg/kg-TS	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

A.4 INDATA METALLMEDELVÄRDEN FÖR LAKVATTEN 2019 – 2021**Tabell A 8** Medelhalter för metaller i lakvattnet under perioden 2019–2021.

	Medel 2019 (µg/l)	Medel 2020 (µg/l)	Medel 2021 (µg/l)	Medel 2019–2021 (µg/l)
Arsenik	2,50	3,05	12,6	6,04
Bly	0,67	0,25	15,1	5,33
Kadmium	0,07	0,05	1,13	0,42
Koppar	8,32	4,80	161	57,9
Krom	7,34	7,42	23,6	12,8
Nickel	12,8	13,8	19,5	15,4
Zink	17,6	10,3	348	125