

Fytoremediering

– Att rena mark och vatten med växter



Åsa Andersson och Matilda Svensson

2007

Handledare:

Kenth Hasselgren
SWECO VIAK

Maria Persson
Kemisk Ekologi och Ekotoxikologi
Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet

Abstract

Phytoremediation is a relatively unknown method for remediation of polluted soil. This report is therefore meant to summarize the knowledge within this area.

The first part of the report is a study of the available literature and therefore more theoretical. Scientific papers, reports, books, personal communication, site visits and also a questionnaire have been used for gathering of information. Phytoremediation is presented in general and also factors that are important to consider when the method is being used are discussed.

Phytoremediation can be divided into different methods and examples of these are presented in the report. The different methods discussed in this report are phytoextraction, phytodegradation, enhanced rhizodegradation, rhizofiltration, phytostabilisation, phytoevaporation, hydraulic control and phytocovers. For every method there are general information and also examples from where they have been used. A decision tree is presented as a help when deciding whether to use phytoremediation or not.

The second part of the report is built on a pilot study where phytoremediation is being used to treat polluted soil and water. The study took place in the village Teckomatorp in south Sweden where the herbicide industry BT Kemi polluted the soil and ground water 30 years ago. The soil is polluted with organic chemicals like phenoxy acids, chlorocresols, chlorophenols and dinoseb. The plants *Salix xsmithiana* and *Populus trichocarpa* were planted on the polluted soil. During the study, growth of the plants in the polluted soil was compared to growth in the clean soil. Also, the uptake of the chemicals into the stem and leaf were studied and low concentrations of chlorophenols were found both in the stem and leaf of *salix*.

Also *Lemna minor* was grown in polluted water from the area and control water during the pilot study. The growth was shown to be lower in the polluted water compared to the clean water. This is thought to be due to the raise in pH that occurred in the polluted pond. Analyses of the plants showed an uptake of chlorophenols and chlorocresols into the plant.

When producing this report we found that phytoremediation has a potential of being used more in Sweden than it is today. As with most remediation methods, phytoremediation is more suitable at some sites than others. Therefore we recommend that the choice of remediation method is carefully considered. An important question to consider is which phytoremediation method that will be most efficient, for example degradation, extraction, hydraulic control or a combination of them all? A budget for the remediation is also of great importance as well as the conduction of a pilot study before a full-scale remediation is started.

Förord

Denna rapport är ett examensarbete på 30 högskolepoäng som avslutar våra studier i Ekosystemteknik på Lunds Tekniska Högskola. Examensarbetet är gjort på Ekologiska Institutionen på Lunds Universitet i uppdrag av Kenth Hasselgren på SWECO VIAK i Helsingborg. Syftet är att sammanställa den kunskap som finns på området fytoremediering och göra den lättöverskådlig. Detta främst för att öka kännedomen och därmed förståelsen för den miljösmarta och ekonomiska metod för sanering som fytoremediering i många fall är. I bästa fall leder denna rapport även till att användningen av fytoremediering ökar i Sverige och kan nå samma nivå av acceptans som metoden redan gjort i till exempel USA.

Vi vill tacka vår uppdragsgivare och handledare *Kenth Hasselgren* på SWECO VIAK för möjligheten att genomföra detta examensarbete och även för all hjälp under arbetets gång.

Ett stort tack även till vår handledare på Lunds Universitet, *Maria Persson*, för all hjälp med upplägg, försöksupställning och noggrann korrekturläsning.

Vi vill även tacka alla på *BT Kemi Efterbehandling*, och i synnerhet *Linda Jönsson*, för möjligheten att utföra ett fältförsök på området och all hjälp vi fått i samband med detta. Utan er hade en liknande studie inte varit möjlig inom ramen för vårt arbete.

Vi vill även tacka *Petter Oscarsson* för all sakkunnig hjälp med andmaten och *Stefan Trapp*, *Maria Greger* och *Dahn Rosenquist* för visat intresse och intressanta studiebesök.

Sist med inte minst vill vi tacka våra *familjer* och *vänner* för ert stöd under den här tiden.

Åsa Andersson och Matilda Svensson

Lund, fredagen den 30 november 2007

Innehållsförteckning

Abstract.....	I
Förord	III
Bilageförteckning	VI
Inledning	1
Fördelar med fytoremediering.....	2
Nackdelar med fytoremediering	2
Den ekonomiska aspekten	3
Fytoremediering på förorenade områden i Sverige	4
Fytoremediering som ett affärskoncept	5
Processerna bakom fytoremediering.....	7
Sorption på rötter.....	7
Upptag och translokation i växter	8
Rhizosfären.....	11
Tillvägagångssätt och val av lämplig metod	15
Miljörätt inom fytoremediering.....	15
Förslag på genomförande	15
Beslutsträd för fytoremediering i mark och grundvatten.....	16
A. Fytoextraktion.....	17
A1. Fördelar med fytoextraktion	17
A2. Nackdelar med fytoextraktion.....	17
A3. Ämnen lämpliga för fytoextraktion.....	18
A4. Växter lämpliga för fytoextraktion	18
A5. Genomförande av fytoextraktion	19
A6. Tidigare studier av fytoextraktion	19
A7. Exempel på sanering med fytoextraktion	21
A8. Hyperackumulatorer	22
A9. Fytobrytning – en annorlunda tillämpning av fytoextraktion.....	24
B. Fytodegradering	25
B1. Fördelar med fytodegradering.....	26
B2. Nackdelar med fytodegradering	26
B3. Ämnen lämpliga för fytodegradering.....	26
B4. Växter lämpliga för fytodegradering.....	26
B5. Tidigare studier av fytodegradering	27
C. Utökad rhizodegradering	29
C1. Fördelar med utökad rhizodegradering.....	29
C2. Nackdelar med utökad rhizodegradering	29
C3. Ämnen lämpliga för utökad rhizodegradering	29
C4. Växter lämpliga för utökad rhizodegradering.....	30
C5. Genomförande av utökad rhizodegradering.....	30
C6. Tidigare studier av utökad rhizodegradering.....	30
C7. Exempel på sanering med utökad rhizodegradering	32
D. Rhizofiltrering.....	35
D1. Fördelar med rhizofiltrering.....	35
D2. Nackdelar med rhizofiltrering.....	35
D3. Ämnen lämpliga för rhizofiltrering.....	35
D4. Växter lämpliga för rhizofiltrering.....	36
D5. Genomförande av rhizofiltrering	36
D6. Tidigare studier av rhizofiltrering	37
D7. Exempel på sanering med rhizofiltrering.....	39
E. Fytostabilisering	43
E1. Fördelar med fytostabilisering.....	44
E2. Nackdelar med fytostabilisering.....	44
E3. Ämnen lämpliga för fytostabilisering.....	44

E4. Växter lämpliga för fytostabilisering	44
E5. Genomförande av fytostabilisering	45
E7. Exempel på sanering med fytostabilisering	45
F. Fytoavdunstning	47
F1. Fördelar med fytoavdunstning	47
F2. Nackdelar med fytoavdunstning	47
F3. Ämnen lämpliga för fytoavdunstning	47
F4. Växter lämpliga för fytoavdunstning	48
F5. Genomförande av fytoavdunstning	48
F6. Tidigare studier inom fytoavdunstning	48
F7. Exempel på sanering med fytoavdunstning	49
G. Hydraulisk kontroll	51
G1. Fördelar med hydraulisk kontroll	51
G2. Nackdelar med hydraulisk kontroll	51
G3. Ämnen lämpliga för hydraulisk kontroll	52
G4. Växter lämpliga för hydraulisk kontroll	52
G5. Genomförande av hydraulisk kontroll	53
G6. Tidigare studier av hydraulisk kontroll	53
G7. Exempel på sanering med hydraulisk kontroll	53
H. Fytotäckning	57
H1. Fördelar med fytotäckning	57
H2. Nackdelar med fytotäckning	58
H3. Ämnen lämpliga för fytotäckning	58
H4. Växter lämpliga för fytotäckning	58
H5. Genomförande av fytotäckning	58
H7. Exempel på fytotäckning	59
Fallstudie	61
Historia	61
BT Kemi-området i dag	63
Fytoremediering på ett område som BT Kemi	63
Förkortningar och förklaringar	69
Referenser	73

Bilageförteckning

Bilaga I - Exempel på fytoremediering

Bilaga II - Enkätundersökning till Länsstyrelserna - Sammanställning

Inledning

Fyto Remediering är en förhållandevis ny metod för sanering av förorenade områden. Istället för att gräva upp jorden som ofta är fallet med konventionella metoder planterar man växter som på olika sätt gör att marken blir renare. Eftersom det är en metod som sker på plats med minimala transporter minskar både miljöpåverkan och kostnaden. Påverkan på ekosystemet blir även den mindre än med konventionella metoder. Den största potentialen för fyto Remediering är på förorenade områden med medelhöga nivåer som annars inte saneras eftersom kostnaden för saneringen är för hög i förhållande till vilken risk det innebär att lämna området orört.

Ordet fyto Remediering myntades 1991 av Raskin (1994) och innebär att kärlväxter, svampar eller alger används för att ta bort, kontrollera eller öka nedbrytningen av olika föroreningar (McCutcheon och Schnoor 2003). Redan innan 1991 användes dock växter vid sanering, till exempel vid plantering av gräs på petroleumförorenade områden och konstruktion av våtmarker för att restaurera områden som förorenats med sprängämnen (McCutcheon och Schnoor 2003).

En rad olika typer av föroreningar kan saneras med hjälp av fyto Remediering. Dessa är tungmetaller, metalloider, radionuklider, salter, näringsämnen, organiska föroreningar, avloppsvatten och luftföroreningar (McCutcheon och Schnoor 2003).

Beroende på vilka föroreningar och andra förutsättningar som gäller för området som ska saneras, blir även möjligheterna för fyto Remediering olika. Därför kan fyto Remediering delas in i en rad olika metoder. De som behandlas i denna rapport visas i Tabell 1.

Tabell 1. De olika metoderna inom fyto Remediering som behandlas i denna rapport.

Metod	Beskrivning
A. Fytoextraktion s. 17	Föroreningar tas upp i växtens material ovan jord, och kan därefter avlägsnas via skörd.
B. Fytodegradering s. 24	Föroreningar tas upp i växten som sedan bryter ned dem. Växten kan även utsöndra enzym via rötterna som bryter ned ämnen i rotzonen.
C. Utökad rhizodegradering s. 25	Växternas rötter luckrar upp, syresätter, utsöndrar ämnen som gynnar florin av mikroorganismer i rotzonen och påverkar jorden kemiskt så att en ökad nedbrytning kan ske. Nedbrytningen sker dels kemiskt, men även med hjälp av mikroorganismer i rotzonen, som bakterier och svamp.
D. Rhizofiltrering s. 35	Föroreningar i vatten ansamlas i växtmaterial. De kan då nyttjas som näring eller avlägsnas från området via skörd.
E. Fytostabilisering s. 43	Växter kan stabilisera en förorenad jord genom att minska erosionen och infiltrationen. Föroreningar kan också fällas ut från vattenlösningen, adsorberas på eller absorberas in i växtens rötter eller rhizosfär, så att de inte längre kan orsaka skada.
F. Fytoavdunstning s. 47	Föroreningar tas upp av växter från jorden, varpå de transporteras uppåt i växten och slutligen avdunstar till atmosfären.
G. Hydraulisk kontroll s. 51	Växternas transpiration påverkar grund- och markvattnet i en uppåtgående riktning, varefter mängden lakvatten från det förorenade området minskar och föroreningsspridningen i marken blir mindre.
H. Fytotäckning s. 57	Växter planteras på deponier för att därmed stabilisera jorden och minska infiltrationen av vatten ner i deponin. Detta minskar mängden lakvatten, samtidigt som rötterna kan bidra med en utökad rhizodegradering.

Vilken metod inom fyto Remediering som bör väljas beror på markens och föroreningarnas egenskaper. Vilken växt som väljs att användas påverkar också utgången av projektet. Detta avgör om

föroreningarna kommer att adsorberas på rötternas utsida, tas upp, transporteras till stam eller blad, brytas ned, avdunstar eller inte påverkas alls. Ämnen som inte tas upp kan påverkas av de ämnen som växten utsöndrar, eller utsättas för en utökad nedbrytning av mikroorganismer i rhizosfären. Om ett upptag sker i roten kan ämnena transporteras uppåt i växten där de bryts ned, så kallad fytodegradering, eller lagras i vakuoler. Om föroreningen till en stor del ansamlas i växtens stam kan fitoextraktion tillämpas. Växten kan då lätt skördas och tas omhand så att föroreningarna avlägsnas från området. Om föroreningarna transporteras ut i yttersta lagren på växtens löv ökar sannolikheten för fotonedbrytning av ämnet, likaså finns då möjligheten att föroreningarna avdunstar och avgår till atmosfären (Wild et al. 2005).

Fördelar med fytoremediering

- Den största fördelen med fytoremediering är den låga kostnaden.
- Fytoremediering är en in situ metod, vilket därmed innebär att man slipper transportera bort de förorenade jordmassorna (Marmioli 2003).
- Vid fytoremediering lämnas matjorden brukbar.
- Fytoremediering kan vara fördelaktigt om man till exempel vill sänka halterna av kadmium i åkermarker, för att sedan återgå till tidigare bruk av marken (Suthersan 2002).
- Fytoremediering kan även vara en lämplig saneringsmetod för jordar med låg permeabilitet där många andra metoder som bygger på pumpning har dålig framgång (Suthersan 2002).
- Fytoremediering kan också vara ett bra komplement till konventionella saneringsmetoder (Suthersan 2002). Förslagsvis kan områden med hög koncentration, där fytoremediering tar för lång tid, avlägsnas för konventionell destruering, medan resterade yta fytoremedieras.

Enligt McCutcheon och Schnoor (2003) är fytoremediering optimalt att använda då det rör sig om stora förorenade områden med medelhöga eller låga koncentrationer av föroreningar. Fytoremediering passar också vid (McCutcheon och Schnoor 2003):

- Underhåll av ett område för att förhindra en spridning och långsam ökning av föroreningskoncentrationer i marken.
- I grönområden, till exempel i städer.
- Som buffert för möjliga utsläpp till vatten.
- Småskalig sanering som på eget initiativ utförs av markägaren.
- För områden med en diffus föroreningsspridning.

Nackdelar med fytoremediering

- Växter är levande organismer och kräver därför en rad olika förutsättningar för att överleva och tillväxa optimalt. Jordtyp, pH, salinitet, föroreningskoncentrationer och halter av andra gifter måste vara inom de nivåer som växterna kan tolerera (Huang et al. 1995).
- Fytoremediering är en förhållandevis långsam saneringsmetod, vilket gör att det inte lämpas för områden där saneringen är tidsbegränsad.
- De pilotförsök som genomförts är ännu inte tillräckliga för att definiera begränsningar med metoden och inte heller för att bevisa många av de fördelar som setts i laboratorieförsök (McCutcheon och Schnoor 2003).
- Eftersom fytoremediering kan ta mycket lång tid är det svårt att uppskatta den totala kostnaden för projektet (McCutcheon och Schnoor 2003).
- Det tar ofta tid innan nya metoder vunnit allmän acceptans. Eftersom att allmänheten har en låg kännedom kring saneringsmetoden ökar detta även oron (Marmioli 2003).

- Vid fytoextraktion riskerar man att få farligt avfall, vilket då måste omhändertas enligt gällande regler (Suthersan 2002).
- Växtlighet som ackumulerat höga koncentrationer av föroreningar kan vara skadligt för betande djur (Suthersan 2002).
- I och med att klimatet varierar beroende på var på jorden man befinner sig och eftersom växter oftast är begränsade till ett visst klimat eller utbredningsområde blir det svårt att rakt av ta lärdom av projekt som utförts i andra länder.
- Kallare klimat innebär också kortare tillväxtsåsögar vilket kan medföra att projektet måste pågå under längre tid (Suthersan 2002).
- Fytotoxiska koncentrationer av föroreningarna kan begränsa tillväxten vilket medför en mindre effektiv sanering (Suthersan 2002, Marmiroli 2003).
- Sanering med fyto Remediering begränsas till föroreningar på det djup som växterna kan påverka. Detta varierar med den metod man väljer. Vid rhizodegradering sker påverkan endast i rotzonen, medan man vid hydraulisk kontroll kan få påverkan på grundvatten på större djup (Suthersan 2002).
- Rotdjupsdata för olika växter kan vara svårt att finna. Detta gör det svårt att uppskatta djupet för potentiell påverkan på föroreningar. Rotdjupet är även platsspecifikt och kan variera med till exempel markens struktur och vattenmängd.

Den ekonomiska aspekten

En av de främsta fördelarna med fyto Remediering är att det går att genomföra till ett relativt lågt pris. Kostnaderna för ett fyto Remedieringsprojekt utgörs till stor del av markbehandling, plantering, gödsling och bevattning. Vid extraktion tillkommer även kostnad för skörd och transport och eventuellt deponering eller förbränning av avfallet. Om återväxande arter som salix och poppel inte används kan det även krävas återplantering av området vid fytoextraktion.

En stor utgift för alla saneringsprojekt är provtagning av marken för att avgöra de ungefärliga halterna av föroreningar innan behandlingen startar. Man behöver även ta markprover för uppföljning av behandlingens effekt.

De snabbväxande träden kan odlas av olika anledningar, dels för produktion av biomassa som kan ge virke eller energi och dels i ett sanerande syfte. Trots de olika odlingarnas likheter är priset ofta högre då det gäller odling för att sanera mark och grundvatten. Detta kan bero på att marken måste förbehandlas på ett sätt som skiljer sig från konventionella odlingar. Likaså kan andra planteringstekniker krävas (EPA 2003). Då biomassa ska omhändertas efter till exempel ett fytoextraktionsprojekt, kan det faktum att träden odlats på förorenad mark leda till att man istället för att få betalt för biomassan måste betala för omhändertagande av förorenad biomassa, trots att föroreningshalterna är mycket låga (Greger 2007).

USA:s federala naturvårdsverk, även kallat Environmental Protection Agency eller EPA (2003) har gjort en uppskattning av kostnaderna för att sanera ett 1,85 ha stort område med hjälp av poppel. Vid uppskattningen har man använt sig av de kostnader som uppstod vid saneringen av Carswell Naval Air Station (sidan 55). För det hypotetiska fyto Remedieringsprojektet blev den totala summan 466 000 dollar, motsvarande 3 075 600 svenska kronor i dagens penningvärde och av det stod 37 procent av kostnaderna av analyser och 23 procent av löner. Majoriteten av kostnaderna för projektet utgörs således av poster som även ingår i konventionella saneringsmetoder.

Glass gjorde 1999 en uppskattning att fyto Remediering av jord kostar mellan 165 och 660 kr per ton, omräknat till svenska kronor i dagens valutaläge. För vatten gäller 1 till 10 kr per m³, där det är billigast för organiska substanser och dyrast för metaller och radionukleider. En vegetationstäckning antas kosta 230-490 tusen kronor per ha (Glass 1999).

Det genomsnittliga priset för de projekt som efterbehandlas i Sverige i dag är kring 40 miljoner kronor, där ett fåtal av objekten kan kosta omkring 100 miljoner kronor att sanera (Naturvårdsverket 2007a). I Tabell 2 nedan jämförs kostnaden för fytoremediering med en rad andra saneringsmetoder.

Tabell 2. Kostnader för sanering av förorenad jord (Schnoor 1998 i ITRC 2001). Priset gäller för U.S. dollar 1998, men är omräknat i svenska kronor med dagens valutavärde (1 \$ = 6,60 sek).

Behandling	Kostnad per ton förorenad jord i kr
Fytoremediering (utökad rhizodegradering)	65-230
In-situ bioremediering	330-990
Ventilering av jord	130-1450
Jord tvätt	530-1320
Stabilisering	1580-2250
Extraktion med lösning	2370-2900
Förbränning	1320-9900

Fytoremediering på förorenade områden i Sverige

I Sverige har man i dag identifierat 83 000 potentiellt förorenade områden, varav 13 000 har riskklassificerats. År 2006 pågick eller avslutades sanering på 69 objekt i landet med statliga medel och 549 områden där tidigare verksamhetsutövare stått för kostnaderna (Naturvårdsverket 2007a).

Miljökvalitetsmålet för förorenade områden säger att:

”Samtliga förorenade områden som innebär akuta risker vid direktexponering och sådana förorenade områden som i dag, eller inom en nära framtid, hotar betydelsefulla vattentäkter eller värdefulla naturområden ska vara utredda och vid behov åtgärdade vid utgången av år 2010.”

Dessutom ska miljöproblemet med förorenade områden huvudsakligen vara löst år 2050 (Naturvårdsverket 2007b). Detta mål kommer att kräva mycket arbete för att uppfyllas och likaså mycket stora investeringar. Val av billigare saneringsmetoder kommer att innebära att fler områden kommer att kunna saneras. Om man endast ser till miljökvalitetsmålets tidsbegränsning till 2050 bör väl utformade fytoremedieringsprojekt kunna bidra till ett renare Sverige.

Sveriges klimat

Sverige är ett land som stäcker sig långt i nord-sydlig riktning, vilket innebär att klimatet kan komma att variera mycket mellan de södra och norra delarna av landet.

Enligt Sveriges nationalatlas är vegetationsperiodens längd 80-100 dagar i nordligaste Norrland och upp emot 220 dagar i södra och västra Skåne (SNA 2004). Detta påverkar i högsta grad de växter som klarar att växa i olika delar av landet. Till exempel korgvide, som är en vanlig art i södra Sverige, växer inte i någon större utsträckning norr om Dalarna (Mossberg och Stenberg 2005). Detta gör att de fytoremedieringsmetoder, och även de växter, som man väljer att använda, måste anpassas efter klimatet.

I Sverige är tillväxtsäsongen kortare än på sydligare breddgrader, men detta kan inte ensamt ses som en anledning till att avfärda fytoremediering i landet. Både i USA och i Danmark har en rad projekt genomförts i klimat som motsvarar Sveriges. För att kompensera för ett mindre gynnsamt klimat i Sverige kan fler växtsäsonger användas. Därmed skulle motsvarande resultat kunna uppnås, fast under längre tid. Det är dock inte alltid så att klimatet påverkar i den utsträckning som kunde förväntas. I en

studie där man jämförde upptag av kadmium mellan två svenska salixodlingar, i Skåne och i Örebro län, kunde ingen större skillnad ses (Lundström och Hasselgren 2003).

Länsstyrelsernas syn på fyto Remediering

Som en del i detta arbete tillfrågades samtliga länsstyrelser i Sverige om deras syn på fyto Remediering (Bilaga II). Av 21 stycken svarade tretton. I samtliga fall utom ett visste personen på länsstyrelsen som fyllde i enkäten vad fyto Remediering var och sex av länsstyrelserna kunde tänka sig att använda metoden om de ska sanera ett område där det verkar fungera.

Från enkätundersökningen stod det klart att länsstyrelsens prioritering för sanering av förorenade områden bidrar till att fyto Remediering i många fall inte kommer på fråga. I första hand väljer man att sanera de områden som har höga föroreningskoncentrationer, eftersom de innebär störst risk, och de områden som efterfrågas för någon typ av aktivitet. I fallen med höga föroreningskoncentrationer finns risk för fytotoxicitet, det vill säga att växterna inte tål de höga halterna. Starkt förorenade områden tar även längre tid att sanera. Tidsperspektivet är också en avgörande faktor då det handlar om områden man planerar att använda inom en snar framtid. De områden där fyto Remediering skulle kunna användas, områden med lägre föroreningshalter och/eller områden som ligger avskides och inte har någon tidspress, ligger alltså långt ned på länsstyrelsernas prioriteringslistor. Dessutom ges inte statliga bidrag för undersökning och sanering av områden som inte är prioriterade, alltså inte är riskklassade som grupp ett eller starkt i grupp två (Kindvall 2007). Då fyto Remediering ofta lämpas bättre för områden som klassas mindre riskabla, medför detta även att fyto Remedieringsprojekt sällan tilldelas bidrag, vilket ytterligare minskar intresset.

Fyto Remediering som ett affärskoncept

Trots att fyto Remediering är en relativt okänd saneringsmetod finns det företag i olika delar av världen som inriktat sig på sådana metoder.

USA

I USA finns det åtminstone 19 och i Europa minst 8 företag som arbetar med utveckling och användning av fyto Remediering (Marmioli 2003). Dessa företag har ofta en nära kontakt med universitet och i flera fall köper de upp patent från universiteten (Marmioli 2003). Detta kan bidra till att användningen av fyto Remediering begränsas för andra, men samtidigt ger det mer pengar till forskning. Företagen får dessutom en större möjlighet till inkomster om information om fyto Remediering sprids till allmänheten, vilket gynnar saneringsmetoden i allmänhet.

Ecolotree Inc. i Iowa, USA startade 1990 och har 8 anställda som arbetar med ungefär 10 projekt åt gången (Licht 2007). Totalt har företaget installerat fyto Remedieringssystem på över 60 platser i USA. Detta företag har en nära anknytning till forskningsvärlden och då främst till universitetet i Iowa. Företagets huvudområden är Ecolotree® Cap (ECap®), motsvarande fytotäckning i denna rapport och Ecolotree® Buffer (EBuffer®), vilket verkar främst genom hydraulisk kontroll (Ecolotree Inc. 2004).

Ett exempel på deras tillämpning av den patenterade metoden EBuffer® beskrivs i kapitlet EBuffer® projekt i Ashland, USA (sidan 33).

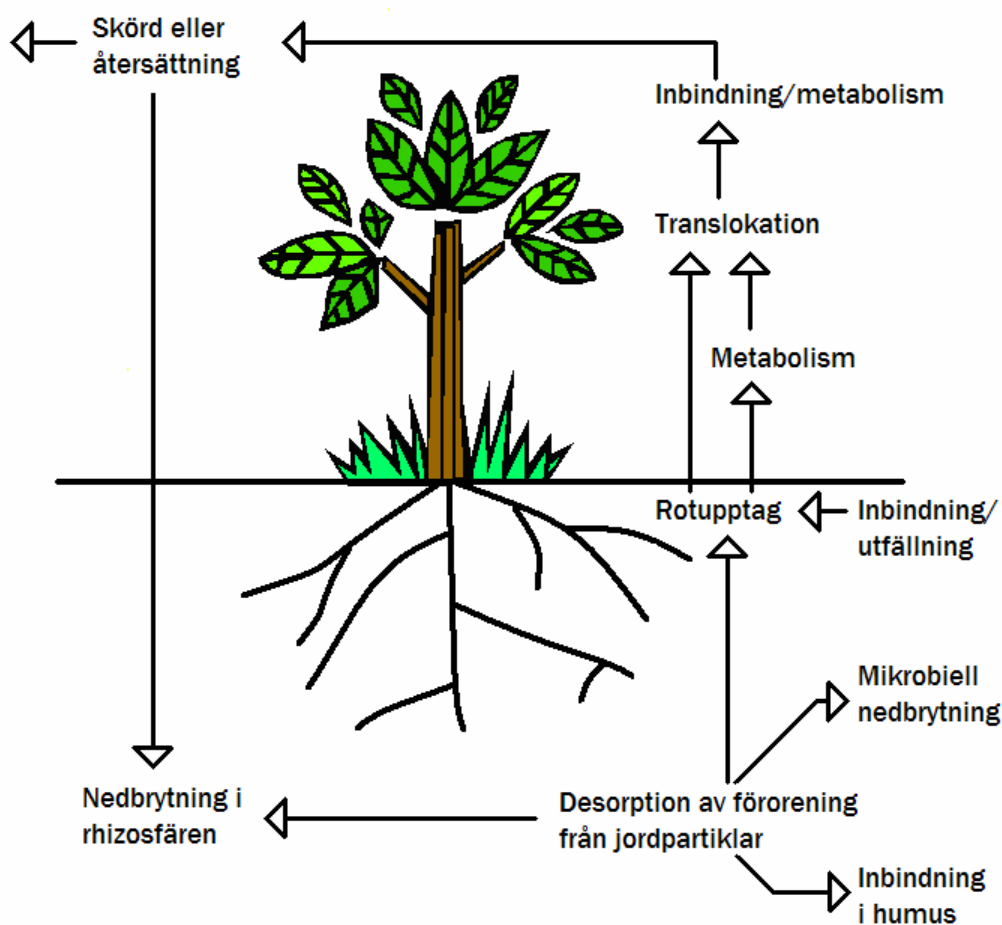
Sverige

I Sverige är fyto Remediering långt ifrån lika accepterat och allmänt känt som i USA. Detta medför även att det antal företag som använder sig av fyto Remediering är mycket färre. Ett exempel är dock MikrobiologiKonsult HB, ett företag med tre anställda och ett mycket nära samarbete med Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) i Uppsala. Företaget har endast gjort ett fältförsök och några växthusförsök inom fyto Remediering, dock har de en flerårig erfarenhet av bioremediering. Den växt de föredrar att använda sig av är salix och de har testat en rad olika kloner (Granhall 2007). Vid fältförsöket på Hovgårdens deponi använder de klonen Tora för sanering av kreosotföroreningar i kombination med dieselrester. Idag har försöket pågått i 1,5 år och ska snart utvärderas (Granhall 2007).

Processerna bakom fytoremediering

Ett fytoremedieringssystem kan beskrivas som ett soldrivet pump- och filtreringssystem. Rötterna fungerar som en utforskande vattenfasextraktor som kan finna, förändra och/eller förflytta ämnen mot en kemisk gradient (Cunningham et al. 1995). Figur 1 är en schematisk bild över de processer som påverkar fytoremediering. De flesta av dessa processer drivs av det faktum att alla växter tar upp vatten och näring för att kunna tillväxa och reproducera sig.

Det är många egenskaper, växtens, markens och inte minst ämnets, som påverkar fytoremedieringen. Det är många processer som ska sammanfalla för att en växt ska kunna ackumulera ett ämne. För det första måste ämnet vara biologiskt tillgängligt, sedan måste ämnet ha rätt kemiska egenskaper så att det kan tas upp via rötterna och rätt egenskaper för att kunna transporteras vidare inom växten.



Figur 1. Översiktsbild över fytoremediering (modifierad från Cunningham et al. 1995).

Sorption på rötter

Organiska föreningar kan sorberas (adsorberas eller absorberas) till rötter (Figur 1) vilket kan leda till att ämnet tas upp, translokeras, förändras eller transpireras av växten. Det första steget är att ämnet som finns i markvatten eller grundvatten vid kontakt med roten sorberas till roten eller cellväggar. Hur hårt ett ämne binder till rötterna beror till största delen på hur hydrofobt ämnet i fråga är, vilket i sin tur kan mätas med oktanol/vatten koefficienten (K_{OW}). Ju högre K_{OW} desto mer hydrofobt är ämnet och desto större andel av ämnet binds till roten (Briggs et al. 1982). Ämnen med $\log K_{OW}$ högre än 3,

sorberas i stor utsträckning till rötterna i marken (Briggs et al. 1982, Burken och Schnoor 1998). Det är inte bara hydrofobiciteten av ett ämne som bestämmer hur hårt det binder till en rot. Även specifik sorption vid receptorer och omvandlingar med hjälp av protein som finns bundna i membran kan påverka (Dietz och Schnoor 2001). En del ämnen kan även omvandlas irreversibelt när de kommer i kontakt med rötterna. Detta gäller till exempel för ämnen med amino-, nitro- och hydroxigrupper som omvandlas av enzym som finns utanför cellerna eller bundna till membran (Hughes et al. 1997).

Upptag och translokation i växter

För att kunna växa tar växter upp vatten och näringsämnen via rötterna. Näringsämnena kan antingen tas upp via aktiv transport eller diffusion (passiv transport). Aktiv transport innebär att näringsämnena transporteras in i celler via kanaler i cellmembranet eller via membranbundna proteiner som binder till ämnet och transporterar in det i cellen. Ämnen som tas upp via aktiv transport är till exempel metallkationer som Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} och Na^{+} . Organiska ämnen tas istället upp via diffusion genom cellväggar och membran (Dietz och Schnoor 2001). Inne i växten kan ämnena transporteras från rot till stam, skott och blad. Denna transport kallas för translokation och sker oftast via växtens xylem (en typ av ledningssvävnad) (Raskin et al. 1994).

Organiska ämnen med $\log K_{OW}$ mellan 1 och 3,5 kan tas upp ur marken om de är tillgängliga för växten. Hydrofoba ämnen med $\log K_{OW}$ på över 3,5 är så hårt bundna till rotens yta att de inte tas upp i växten alls. Hydrofila ämnen som har $\log K_{OW}$ under 1 tas inte upp av växterna, detta då de inte är tillräckligt hårt bundna till rotytan och då de inte heller transporteras aktivt (Briggs et al. 1982). Förutom $\log K_{OW}$, beror växtens upptag av ett ämne även på dess upptagseffektivitet, transpiration och koncentrationen av kemikalien i marken (Burken och Schnoor 1998).

Hydrofoba kemikalier som har $\log K_{OW}$ på över 3,5 är lämpliga för fytostabilisering eller rhizodegradering eftersom de inte tas upp av växter, inte transporteras med hjälp av markvattnet och därmed får en lång uppehållstid i rotzonen (Dietz och Schnoor 2001).

Duarte-Davidson och Jones (1996) undersökte om olika ämnen som förekommer i avloppsslam riskerar att tas upp av växter (och därmed hamna i näringskedjan för människor och djur) om slammet sprids där grödor odlas. De kom fram till att lipofila (fettlösliga) ämnen, som till exempel klorbensener, PAH:er (polycykliska aromatiska kolväten), PCB:er (polyklorerade bifenyler) och några klorerade pesticider, blir hårt bundna till växtens rötter (till exempel till fetter i cellväggar). Detta gör även att upptaget upp i växten blir extremt långsamt och de ackumuleras istället på roten där de kan stanna oförändrade under växtens livstid. De kom även fram till att få ämnen hade de rätta egenskaperna för ett stort upptag via rötterna och efterföljande translokation. Ämnen som däremot skulle kunna tas upp är mono- och diklorfenoler, atrazin, simazin och propanil. De ansåg också att de ämnen som hade stor potential för translokation även utgjorde en stor risk för läckage till grundvatten.

Något som även kan vara bra att tänka på vid sanering av jordar med lipofila föroreningar är att en del växter med högt fettinnehåll har kanaler där fett transporteras in i växten (till exempel morötter, krasse och palsternacka). Dessa växter har därmed ett högre upptag av lipofila ämnen än man annars skulle väntat sig (Topp et al. 1986).

Upptagseffektivitet

Upptagseffektiviteten för rotade vaskulära växter är definierad som förhållandet mellan koncentrationen i transpirationsströmmen i växten och koncentrationen i jordvattnet, även kallat TSCF (Transpiration Stream Concentration Factor). TSCF beror bland annat på markens egenskaper, samt växten och ämnets kemiska egenskaper. TSCF kan variera mellan noll, då inget upptag sker, och 1, då det är samma koncentration i transpirationsströmmen som i markvattnet. Detta samband gäller dock inte för ämnen som reagerar vid kontakt med rötterna (Dietz och Schnoor 2001).

Burken och Schnoor (1998) tittade på poppels upptag av föroreningar som är vanliga vid deponier. De undersökte hur mycket föroreningar som fastnade vid rötterna, hur mycket som togs upp av växten och hur mycket som försvann med transpirationen. De kom fram till att om ett ämne tas upp eller inte till stor del beror på hur hydrofobt ämnet är. Samtidigt avgör flyktighet om ämnet avdunstar från växten

eller inte. Till exempel kunde bensen (som har $\log K_{OW}$ på 2,13 och är flyktigt (ångtryck på $10^{-0,9}$ atm)) hittas både i växten och i luften som växten respirerat. Däremot kunde triklorbensen, som har ett $\log K_{OW}$ på 4,25 och inte är flyktigt (ångtryck på $10^{-3,21}$), varken hittas i växten eller i luften.

Ett ämnes flyktighet, uttryckt som Henrys konstant (H), är ett mått på ämnets benägenhet att befinna sig i luft respektive vatten (Davis et al. 2003 i Pilon-Smits 2005). Ämnen i marken med $H > 10^{-4}$ tenderar att befinna sig i luften mellan jordpartiklarna medan ämnen med $H < 10^{-6}$ mestadels är i vattenfasen. Ämnen vars H ligger mellan 10^{-6} och 10^{-4} kan röra sig både i vatten- och luftfasen. Både "vattenrörliga" och "lufrörliga" ämnen kan genom passiv transport diffundera genom växter. Vattenrörliga ämnen kan brytas ned i växten medan "lufrörliga" ämnen kan avdunsta utan någon typ av modifiering (Bromilov och Chamberlain 1995 i Pilon-Smits 2005).

Upptagets storlek hos en växt beror dels på upptagseffektiviteten, men även till stor del på hur stor transpirationen är. Transpirationen beror i sin tur dels på typ av växt och bladens storlek, men även på yttre faktorer som temperatur, näringsämnen, markens fuktighet, vind och luftfuktighet. En hög transpiration ger ett högt upptag; därför är snabbväxande växter med djupa rötter och högt vattenupptag som till exempel hybridpoppel och salix populära vid fyto Remediering (Dietz och Schnoor 2001).

Förändring av biotillgängligheten av metaller

Växters påverkan på biotillgängligheten av metaller

En stor del av de metaller som finns i jorden är bundna till organiskt material (så kallad humus), till oorganiska pariklar som lera, eller i form av utfällningar. För att växterna ska kunna ackumulera dessa metaller måste de vara biologiskt tillgängliga. Detta kan växterna själva påverka tre olika vis:

- i) Växterna utsöndrar ligander i rhizosfären som då kan bilda så kallade kelatkomplex med metallerna och därmed göra dem mobila.
- ii) Rötter kan använda reduktaser som är bundna till cellmembranen, för att reducera metaller.
- iii) Växterna kan utsöndra protoner och därmed sänka den närliggande jordens pH. För de flesta metaller innebär ett lägre pH en större löslighet.

Det är viktigt att notera att dessa tre mekanismer även kan tillämpas av mykorrhiza och bakterier i rotzonen, vilket gör att det blir svårt att avgöra till hur stor del som endast rötterna påverkar. Att även metaller som inte är essentiella tas upp antas bero på att de konkurrerar med de essentiella metallerna och därmed kan använda samma transportvägar (Raskin et al. 1994).

Kaliumjodid som hjälp vid fyto Remediering

Biotillgängligheten för kvicksilver är låg i förorenad jord. Genom att tillsätta kaliumjodid (KI) kan man öka kvicksilvrets rörlighet och därmed även biotillgängligheten. En för hög halt av kaliumjodid kan dock vara giftig för växterna. Wang och Greger (2006) studerade hur upptaget av kvicksilver i växter påverkas av tillsats av kaliumjodid. Om upp till 1 mM kaliumjodid tillförs den odlade jorden i en mängd motsvarande 5 liter per m^2 kan kvicksilverkoncentrationen i blad, grenar och rötter öka med respektive 5, 3 och 8 gånger. Translokationen av kvicksilver visade sig dock fortfarande vara låg, trots att kaliumjodid tillfördes, vilket tyder på att fytoextraktion troligtvis inte fungerar i någon större utsträckning för denna metall.

Kelat

Kelat är en typ av metallkomplex som man kan använda sig av för att förbättra möjligheterna för fytoextraktion av metaller som är hårt inbundna till marken. Genom att tillsätta ligander, även kallat kelatbildare, till jorden kan metallatomen bindas in och bilda ett kelatkomplex. Kelater är mer tillgängliga för växterna än metaller och tas därmed upp av växterna snabbare. Risken är dock att växterna inte hinner ta upp de mobila metallerna utan att dessa istället börjar röra sig, till exempel nedåt mot grundvattnet.

Många biologiska föreningar innehåller kelater, som till exempel hemoglobin och klorofyll. Kelater finns också i kommersiella färger och kan användas inom vården vid behandling av blyförgiftning (Encyclopedia Britannica 2007). Kelaten kan öka translokationen av föroreningar från rötterna till stammen eller bladen, vilket är en stor fördel inom fytoextraktion (Komarek et al. 2007). Kelater kan även användas av växter för att göra metallatomer mindre giftiga. Då metaller binder in till organiska föreningar och bildar organometalliska komplex kan metallerna lättare fördelas ut i växten och högre halter kan därmed tolereras. Zinkcitrat bildas till exempel i växter som klarar att ackumulera mycket höga halter av just zink (Suthersan 2002).

Kelat inom fyto Remediering

Etylendiamintetraättiksyra (EDTA) är en av de oftast förekommande kelatbildarna. Den kan i hög grad bilda kelatkomplex med metaller och mobilisera dessa, då i synnerhet bly. Risk finns dock för att denna mobilisering överskrider växternas förmåga till upptag, vilket leder till läckage av tungmetaller (Keller 2006).

Då EDTA är relativt svårnedbrytbart stannar det i jorden en längre tid. EDDS som är en strukturisomer av EDTA har däremot en större potential för biologisk nedbrytning. Användning av dessa kan därför minska läckaget av tungmetaller till grundvattnet jämfört med EDTA (Komarek et al. 2007).

Även kelatbildaren nitrilotriacetat (NTA) har en kortare uppehållstid än till exempel EDTA. Vid försök har dock ämnet inte visats speciellt effektivt då det gäller ett ökat upptag av metaller (Kulli et al. 1999).

Kelatens påverkan på växtens metallupptag varierar från växt till växt. För ärtor ökade skottkoncentrationen av bly 120 gånger vid tillförsel av kelatbildaren HEDTA, med 30 gånger för solros och 50 gånger för majs (Huang et al. 1997). Meers et al. (2007) visade att även jordens sammansättning till stor del påverkar vilken effekt som kelater har på upptaget av metalljoner. I lätt förorenade muddermassor kunde inget ökat upptag ses efter tillförsel av kelatbildaren EDDS. I sediment med högre halter av kadmium och zink och i jord som kom från närheten av ett smältverk ökade däremot upptaget. I de jordarna ökade bortförandet av kadmium och zink med 50 till 100 procent. I alla jordar som behandlades med EDDS kunde även ett ökat kopparupptag ses (Meers et al. 2007).

Biomassan på växterna som används vid saneringen kan bli lägre vid användning av kelat om kelaten är giftiga för växten. Kelatbildare kan därför tillföras efter att den önskade biomassan har uppnåtts. Då kan ackumuleringen av metaller öka utan att man förlorar biomassa på grund av minskad tillväxt. När växterna ackumulerat önskade koncentrationer av metaller eller börjat ta skada kan man skörda (Cunningham och Berti 2000).

Kelatkomplex med bly och dess påverkan på fytoextraktion

Translokationen av bly är relativt dålig i de flesta växter. Detta kan bero på att då metallen kommer in i roten kommer den i kontakt med höga fostfatkoncentrationer, höga karbonat och bikarbonatkoncentrationer och även ett relativt högt pH. Detta medför att bly (Pb) fälls ut ur lösningen som fosfater eller karbonater och därmed fastnar i roten (Qureshi et al. 1986 i Cunningham och Berti 2000). Genom tillsats av kelatbildare kan utfällning som är ett problem inom fytoextraktion motverkas. Kelatbildaren HEDTA inte bara ökar mängden löst bly från 4 mg Pb/l till 4 000 mg Pb/l, utan också translokationen av Pb i växten (Huang et al. 1997).

Då effekten av kelatbildarna EDTA, HEDTA, DTPA, EGTE och EDDHA på upptag av bly i majs (*Zea mays*) och ärtor (*Pisum sativum*) jämfördes, kunde de indelas efter deras effektivitet i den ordning som visas ovan. EDTA var den mest effektiva kelatbildaren och inom en vecka efter att EDTA tillförts hade skottkoncentrationen av bly i ärtor ökat med över 200 gånger jämfört med växterna i kontrollbehandlingen (Huang et al. 1997).

EDTA och EDDS jämfördes i en studie av bly från jord i närheten av en gruva (Komarek et al. 2007). I försöket odlades poppel och majs i krukor i vilka olika koncentrationer av kelatbildarna tillfördes. EDTA var den mest effektiva kelatbildaren och i den måttligt förorenade jorden kunde den som mest

bidra till att 60 procent av blyet kunde göras tillgängligt för växterna. Detta motsvarar 214 gånger mer löst bly än i kontrollen. Den tillförda koncentrationen av EDTA var då 9 mmol/kg och motsvarande mängd EDDS gav endast 33 gångers ökning av löst bly. Vid tillfördel av 9 mmol EDTA per kg jord utvecklade majsplantorna kloros, varpå bladen gulnade och delvis dog. Detta kan dels bero på den höga halten av lösta tungmetaller i jorden och dels på de toxiska effekter som löst EDTA kan ge. I den mest förorenade jorden kunde 35 procent av blyinnehållet mobiliseras. Tillförseln av EDTA visade sig också öka transporten av bly till biomassan ovan jordytan och en signifikant ökning av bly i popplarnas blad kunde ses i de båda jordarna (Komarek et al. 2007).

Kelatkomplex med övriga metaller och dess påverkan på fytoextraktion

Kos och Lestan (2004) studerade hur fyra olika kelatbildare; EDTA, citronsyra, EDDS och DTPA, och deras kelatkomplex påverkade upptaget av koppar i åkerkol (*Brassica rapa*). Studien visade att EDDS gav störst effekt. En följd av tillförseln av kelatbildare är att rörligheten av kopparjoner ökar. För att minimera läckaget av kopparjoner installerades en horisontell permeabel barriär bestående av bland annat sågspån och sojamjöl under den förorenade jorden. Barriären reducerade läckaget av EDDS från 22 procent till 0,5 procent utan att påverka vare sig upptaget eller ackumuleringen av koppar.

Kulli et al. (1999) studerade om kelatkomplex med liganden nitrilotriacetat (NTA) ökade upptaget av kadmium, koppar och zink i huvudsallad (*Lactuca sativa*) och engelskt rajgräs (*Lolium perenne*). NTA är en både lättnedbrytbar och stark kelatbildare, vilket innebär att den kan öka upptaget av metaller utan att själv ackumuleras i för höga koncentrationer. Studien visade att den totala extraheringen av metaller från jorden ökade 2,5 gånger vid tillsats av NTA, vilket är för lågt för användning inom fytoremediering.

I en studie av metallupptag i närheten av en gruva i Spanien jämfördes EDTA och DTPA. EDTA var mer effektivt då det gällde att öka växternas upptag av metaller som koppar, aluminium, järn. De växter som visade sig vara mest effektiva för kopparupptag var nejlikeväxten *Corrigiola telephiifolia* och gräset *Agrostis castellana* (Pastor et al. 2007).

Fördelar med kelat

- Kelat ökar metallernas mobilitet, och därmed även växternas upptag av metaller.
- Kelat kan öka andelen metall som transporteras från rötterna vidare upp i växtens stam och blad.
- Kelat kan öka ackumuleringen av metaller utan att man förlorar biomassa på grund av minskad tillväxt (Cunningham och Berti 2000).

Nackdelar med kelat

- Användning av kelater kan leda till att växterna inte hinner ta upp alla föroreningar och därmed sker ett ökat läckage av metaller ner till grundvattnet. Det krävs därför ett mycket noggrant övervägande innan man applicerar sådana ämnen i ett storskaligt fältförsök.
- EDTA, som är en av de vanligast förekommande kelatbildaren är även relativt svårnedbrytbar och finns därför kvar i naturen under en lång tid efter tillförseln (Kulli et al. 1999).
- Kelater kan vid användande på jordar som är kontaminerade av olika tungmetaller leda till en minskad biomassaproduktion till följd av toxiska effekter av de andra närvarande metallerna (Chen och Cutright 2001). Detta ger i sin tur ger en sämre remediering.
- Kelatbildare kan bidra med toxiska effekter på växtligheten om de tillförs i för hög koncentration, likaså kan det ökade upptaget av föroreningarna, orsakat av kelaten, skada växterna (Komarek et al. 2007).

Rhizosfären

Rhizosfären, eller rotzonen som den också kallas, är den del av marken som är direkt påverkad av en växts rötter (Nationalencyklopedin 2007d). Rhizosfären varierar både i tid och rum och växtens

påverkan på jorden varierar från 1,5 mm till 9 mm ut från rotens mitt beroende på vilken typ av påverkan man tittar på (Shaw och Burns 2003). I en del fall är rotmattan så tät att rhizosfären kring en rot överlappar den bredvid, vilket leder till att rhizosfären blir kontinuerlig (Toal et al. 2000).

Rhizosfäreffekt

Man talar ofta om en rhizosfäreffekt i marken eftersom både antalet mikroorganismer och mikroorganismernas aktivitet är större kring rötterna än i annan jord. Denna effekt beror på en rad olika biologiska, biokemiska, kemiska och fysiska processer som sker på grund av rötternas tillväxt, vatten- och näringsupptag, respiration och utsöndring av kolföreningar (Hinsinger et al. 2005). Dessa exsudat (Tabell 3) varierar från växt till växt, och kan gynna både generell aktivitet hos floran av mikroorganismer eller specifika organismer, beroende på vad som utsöndras (Shaw och Burns 2003). Förutom att de utsöndrade kolföreningarna snabbt tillvaratas av mikroorganismerna, leder de också till att annat organiskt material i jorden bryts ned snabbare (Paterson 2003). Allt detta leder till en ökad mängd mikroorganismer närmst roten, allt från dubbelt så många till fyra gånger så många (Shaw och Burns 2003).

Tabell 3. Ämnen som utsöndras från växternas rötter (modifierad från Shaw och Burns 2003).

Rotexsudat	Mekanism för utsöndringen	Ämnessammansättning
Diffusat	Passiv utsöndring från intakt cell	Socker, aminosyror, organiska syror och vitaminer
Exkretioner	Aktivt utsöndrade restprodukter från metabolismen	Etylen
Sekretioner	Aktivt utsöndrade för att främja externa processer (till exempel näringsupptag)	Enzymer, mucilago, sideroforer, allelokemikalier, flavonoider
Rotrester	Passivt efterlämnade	Ömsade ytterceller från roten och deras innehåll, kan även vara döda rötter

Rötternas egenskaper

Rötternas egenskaper kan i hög grad påverka resultatet av fyto Remediering. Exempel på detta är rotlängd, ytareal, massa, djup, kvantitet, spridningen av rothår, samarbetet med bakterier och svampar samt vad döda rot delar och utsöndrade ämnen utgörs av. Dessa egenskaper påverkas i sin tur av lufttemperaturen, marktemperaturen, vattentillgängligheten, näringshalt, växtart och jordens fysikaliska egenskaper (Hutchinson, Schwab och Banks 2003).

Rotttyper

Rötter kan delas in i två kategorier, pålrötter och fiberrötter. Pålrötter utgörs av en lång central rot som växer nedåt i jorden och utifrån viken sidorötter växer ut. Fiberrötter är tunnare och betydligt fler, vilket ger en större rotarea som i sin tur är en fördel då mikroorganismer ska etableras i marken. Gräs har ofta fiberrötter (Aprill och Sims 1990).

Rotdjup

Rotdjupet hos en växt begränsar hur djupt i en markprofil som fyto Remediering kan användas. Upptag av vatten, föroreningar och ökad rhizosfärnedbrytning kan endast ske i den del av jorden som växterna har kontakt med.

Det genomsnittliga rotdjupet för träd är 1-2 m och rötterna befinner sig då till 90 procent i de översta 60 cm av jorden (Dobson och Moffat 1995).

Rötter växer oftast så långt ner i jorden som de behöver för vatten och näringsupptag och de går då inte längre ner än cirka en halvmeter under grundvattennivån (Carman 2001). Då Canadell et al. (1996) sammanställde kända rotdjup i världen visade sig de största rotdjupen finnas just i öken och savannområden. Det största uppmätta rotdjupet är på hela 68 meter för *Boscia albitrunca*, i centrala

Kalahari, Botswana. De maximala rottdjup som uppmätts för tempererade lövskogar ligger till största del mellan 2 och 4 meter för olika trädarter (Canadell et al. 1996).

För att få ett djup större än cirka tre meter vid sanering av förorenade områden kan man använda sig av olika planteringstekniker för att tvinga ner rötter till större djup (Carman 2001). Detta kan till exempel ske genom övertäckning av jorden så att de övre jordlagren blir torrare och rötterna söker sig längre ner (Larsen 2001 i Karlson, Nielsen och Trapp 2001) eller genom att plantera växterna djupare än normalt (Van Epps 2006, McLinn, Aitchison et al. 2001). Genom att dränera området under ett tidigt växtstadium kan man också öka växternas rottdjup (Brady och Weil 2002).

Rötternas slutliga djup i en markprofil kan till stor del bero på vilken typ av jord som växterna befinner sig i. Det effektiva rottdjupet (det djup på vilket rottätheten är större än $0,1 \text{ cm rot/cm}^3$) har för pil uppmätts till mellan 65 och 95 cm i grov sandjord och mellan 115 och 125 cm i lerblandad sandjord (Mortensen et al. 1998).

Den nedre gränsen för rhizo- och fytodegradering i en jord är kring två meters djup. Hydraulisk kontroll av föroreningar i marken med hjälp av respiration kan dock tillämpas på avsevärt större djup. Detta är möjligt då träd ofta har en djupgående pålrot som inte medför en stor rhizosfär, men som kan ta upp vatten från större djup. Sådana pålrötter har visats nå ner till 28 meters djup för poppel och 30 meter för såväl björk som pil (Karlson et al. 2001).

I Tabell 4 nedan visas rottdjupsdata för växter som kan vara relevanta inom fyto Remediering i Sverige.

Tabell 4. Rottdjup för olika växter som är vanliga inom fyto Remediering (Canadell et al. 1996).

Växt	Största djup	Land
<i>Populus nigra</i>	1,9 m	Japan
<i>Populus sargentii</i>	2,6 m	Missouri, USA
<i>Populus tremula</i>	2,0 m	Sverige
<i>Populus tremuloides</i>	2,3 m	Michigan, USA
<i>Populus tremuloides</i>	2,9 m	Utah, USA
<i>Populus tremuloides</i>	2,0 m	Kanada
<i>Salix babylonica</i>	2,2 m	Japan

Tillvägagångssätt och val av lämplig metod

Då fyto Remediering inte är en lämplig metod för sanering av alla typer av jordar och föroreningar, finns det en rad olika aspekter som man bör ha i åtanke innan man beslutar att använda sig av denna saneringsteknik. Som hjälp finns förslag på genomförande och ett beslutsträd (sidan 16) för förorenad mark och grundvatten nedan.

Miljörätt inom fyto Remediering

För att få en så hög effektivitet som möjligt kan det krävas användning av genmanipulerade eller importerade växter. Användning av sådana växter innebär dock en ökad risk för människor och naturen, vilket gör att det krävs en utökad kontroll och bevakning (Marmioli 2003). I Sverige har vi redan idag problem med en rad olika invasiva växtarter såsom jätteloka, tysklönn och vattenpest (Carlsson och Persson 2007). I USA har många stater förbjudit import och användning av arter som riskerar att bli invasiva (Marmioli 2003). Exempelvis måste odlingar av poppel som är större än 0,5 ha anmälas till Skogsvårdsstyrelsen eftersom poppel inte växer naturligt i Sverige (Arvidsson 2007).

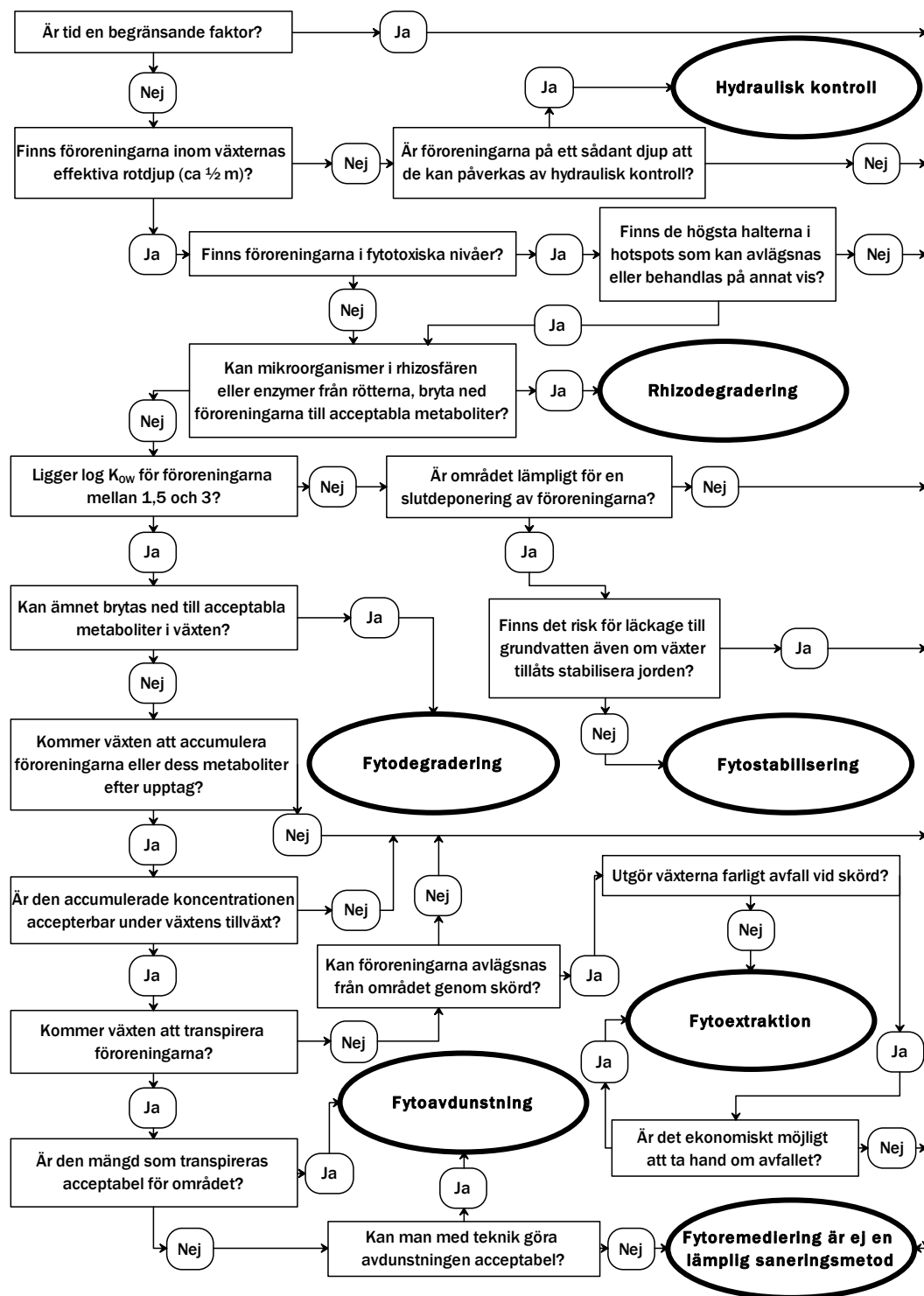
Enligt miljöbalken krävs det tillstånd (MB 13 kap 12 §) för utplantering av genetiskt modifierade organismer. I förordningen om försiktighetsåtgärder vid odling och transport av genetiskt modifierade grödor (2007:273) beskrivs de gällande reglerna ytterligare.

Enligt MB 1 kap 3 § bör man vidta försiktighetsmått och förhindra att ett fyto Remedieringsprojekt kan leda till skador för människor och miljö. Därför bör man till exempel vid fytoextraktion, då höga metallhalter uppnås i växtmaterial, förslagsvis inhägna området och undvika att förorenat växtmaterial försvinner från området. Att växterna ackumulerar så höga koncentrationer är ovanligt, men man bör ha det i åtanke.

Förslag på genomförande

1. Undersök vilken typ av föroreningar som finns på det kontaminerade området och i vilka koncentrationer de finns.
2. Vilka växter är lämpliga att använda på platsen? Ha transpiration, ackumulerande förmåga, rotdjup, biomassa, växternas fysiologiska krav och budget i åtanke.
3. Gör en pilotstudie, det vill säga ett kortare experiment med önskade växter, för att se om den avsedda reningen uppstår, samt om växterna klarar den aktuella miljön.
4. Uppskatta tiden för saneringen.
5. Vad sker då försöket avslutas? Kommer saneringen att resultera i farligt avfall? Bestäm i så fall hur det bör omhändertas och destrueras. Ta även med kostnad för detta i budgeten.
6. Överväg behov av bevattning och jordförbättringsmedel, samt hur de då lämpligast tillförs.
7. Hur går planteringen lättast till väga? Detta är beroende av vilka växter som valts. Finns det redan en konventionell metod för plantering av dessa växter? Hur gamla bör plantorna vara vid plantering? Om växterna ska planteras, när är det optimalt? Vilken tid på året bör planteringen ske?
8. Finns det hälsorisker för dem som arbetar på området vid till exempel plantering och skörd?
9. Vad finns det för risker med att inte avlägsna rotsystem vid saneringens avslut?

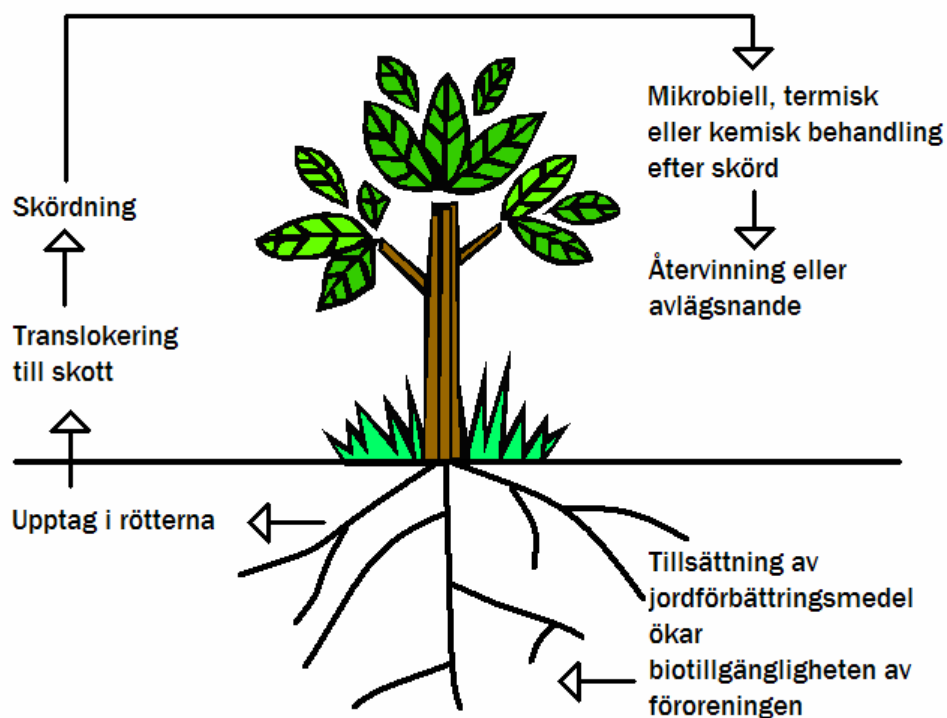
Beslutsträd för fyto Remediering i mark och grundvatten



Figur 2. Detta beslutsträd kan användas som hjälpmedel i processen då saneringsmetod ska väljas (modifierad från ITRC 1999). Genom att följa pilarna kan man snabbt få en överblick över hur väl fyto Remediering lämpas för det specifika området. På sidan 63 finns ett exempel på tillämpning av beslutsträdet.

A. Fytoextraktion

Fytoextraktion är en saneringsmetod som bygger på att föroreningar tas upp och ackumuleras i växter (Figur 3). Då det biologiska materialet sedan avlägsnas från marken eller vattnet följer föroreningarna med och kan förbrännas eller utnyttjas på annat sätt. Denna metod är relativt enkel att genomföra och kostnaderna är låga i jämförelse med vanliga saneringsmetoder där man till exempel gräver upp och transporterar bort den förorenade jordmassan istället. Det finns dock en rad olika faktorer att ta hänsyn till. Effektiviteten av växtens upptag av föroreningar beror på val av växtart, ämnets och jordens egenskaper samt klimat (nederbörd, temperatur med mera).



Figur 3. Översiktsbild över fytoextraktion (modifierad från Cunningham et al. 1995).

A1. Fördelar med fytoextraktion

- Biomassan från växterna som använts för extraktionen kan användas som en resurs (EPA 2000).
- Mängden biomassa som måste hanteras är mindre än den mängd jord som skulle ha hanterats.
- Då biomassan som innehåller metaller förbränns, koncentreras metallerna i askan och mängden material som behöver deponeras blir mindre.

A2. Nackdelar med fytoextraktion

- Biomassan måste skördas och föras bort från området, varefter man antingen måste ta tillvara metallen i biomassan eller deponera den.
- Metaller kan vara giftiga för växter (fytotoxiska).

- Det är svårt att skala upp från laboratorieförsök (som ofta är utförda i hydrokultur) till fältförsök och saneringsprojekt. Ackumuleringen är troligen mycket lägre i fält än i laboriemiljö (EPA 2000).
- Det kan vara svårt att hitta växter med en tillräckligt stor translokation av föroreningarna.

A3. Ämnen lämpliga för fytoextraktion

Fytoextraktion har i första hand använts på områden förorenade med metaller. Det finns även försök att rena marker innehållande andra ämnen som arsenik och stabila, persistenta organiska föroreningar som PCB:er och DDE (sidan 21), men dessa har inte visat på ett lika effektivt upptag som i metallernas fall.

A4. Växter lämpliga för fytoextraktion

Växter kan delas in i två olika grupper då det rör sig om ackumulering av metaller, dels de som tar upp och translokerar metaller och dels de som inte translokerar metaller till växtvävnad ovan jord. De växter som inte transporterar metallerna uppåt i växten kan däremot ha höga metallhalter i rötterna. Metallupptagande växter kan aktivt ackumulera metaller i vävnader ovan marken och kan i sin tur delas in i indikatorväxter och hyperackumulerare. Indikatorerna kan nå en metallhalt som i princip speglar den i marken, medan hyperackumulerare kan ansamlar betydligt högre koncentrationer (Raskin et al. 1994).

En växt som ska användas inom fytoextraktion bör trivas i klimatzonen som det förorenade området finns i. Det är en fördel att välja växer som man vet kan växa på jordar med en förhöjd halt av det ämne som den bör ackumulera (Chaney et al. 2000). Det är alltså mycket intressant att veta vilka växter som naturligt koloniserar området.

Huruvida man ska välja växter som kan ta upp och ackumulera mycket höga koncentrationer av det aktuella ämnet, så kallade hyperackumulerare, eller växter med en hög biomassaproduktion är mycket omdebatterat. Vissa forskare anser att den lägre biomassan hos hyperackumulerande växter kompenseras av den höga halten av föroreningarna i växten (Chaney et al. 1997). Andra anser däremot att så inte är fallet och att en stor biomassa och en lättskördad art är ett måste för storskalig fytoextraktion (Greger 2007). De båda lägren borde dock kunna enas om att det är mängden förorening per area som tas bort som är intressant ur saneringssynpunkt.

Det är även mycket avgörande vilket djup som föroreningarna förekommer på. Upptaget av växter är begränsat till det djup som växternas rötter når. Generellt är majs och salix bra om man har föroreningar som befinner sig djupt ner (Keller 2006). Likaså poppel har djupa rötter (Dobson och Moffat 1995) och är vanligt förekommande inom fytoremedieringsprojekt (Dobson och Moffat 1995, Press-Kristensen och Trapp 2003).

Man kan ibland behöva plantera flera olika arter för att deras egenskaper ska komplettera varandra. Antingen kan flera olika växter planteras på en gång inom samma område, eller kan arten variera från år till år (Keller 2006).

Upptaget varierar mellan olika växtsläkter, men även mellan olika arter och olika kloner. I en studie över upptaget av tungmetaller i salix studerades skillnader mellan olika salixarter. Av de sex arterna *Salix dasyclados*, *Salix triandra*, *Salix fragilis*, *Salix purpurea* × *Salix daphnoides*, *Salix schwerinii*, visade sig *S. schwerinii*, *S. dasyclados*, *S. fragilis* vara effektivast då det gällde upptag av kadmium och zink (Meers et al. 2007).

De växter som planterats för att extrahera föroreningar ur en jord måste så småningom skördas. För växter som redan i dag används som grödor finns redan skördemetoder utvecklade, vilket kan ses som en stor fördel (Keller 2006). Däremot kan skörd av till exempel hyperackumulerande växter, som både har en låg biomassaproduktion och ofta växer lågt utmed marken, bli komplicerad.

A5. Genomförande av fytoextraktion

Vid fytoextraktion bör man se till att förhållandena är optimala för att få en så stor biomassaproduktion som möjligt. Detta innebär till exempel att marken bör ha rätt pH och rätt koncentration av växttillgängliga näringsämnen, så som kväve, fosfor, kalium, kalcium, magnesium med flera (Chaney et al. 2000).

Ändrade koncentrationer av näringsämnen och pH-nivåer påverkar växtupptag och läckage av föroreningar olika, beroende på vilket ämne det rör sig om (Brady och Weil 2002). Till exempel har man sett att hyperackumulering av zink och kadmium främjas av ett lågt pH, medan ett lågt pH också innebär en risk för fytotoxiska nivåer av aluminium och mangan (Brown et al. 1995b).

Förorenade områden som behöver saneras har ofta brister utöver föroreningshalterna. Det kan till exempel vara lågt näringsinnehåll och låg vattenhållande förmåga, samtidigt som områdena ofta är väldigt heterogena. Även djupet, på vilket föroreningarna finns, varierar inom ett område. Detta är något som är viktigt att känna till, då fytoremediering endast verkar på det djup som växternas rötter kan nå ner till. (Keller 2006)

Dimitriou et al. (2006) studerade hur gödning med en kombination av slam och aska påverkar ackumulering av tungmetaller i salix. Det visade sig att områden där även aska tillförts fick ett högre pH. Därmed minskade den biotillgängliga mängden av kadmium, nickel och zink medan koppar visade motsatt effekt.

Vid plantering av sticklingar bör åldern på dessa övervägas. Om man planterar sticklingar med rötter ökar detta deras chanser till överlevnad, men samtidigt ökar det antalet transporter, utrymmet som behövs, tiden innan plantering är möjlig samt kostnaderna (Rockwood et al. 2001).

Övervakning av området kan behövas, samt kontroll av föroreningshalter då saneringen närmar sig sitt slut. Om växter tillåts växa fritt utan kontroll på området, kan det leda till att endast delar av ytan koloniserar, att rötterna inte når ner till föroreningarna, att de växer under den förorenade massan, eller ”undviker” de värst kontaminerade punkterna genom att växa bredvid (Keller 2006).

Skörd

Det är viktigt att välja rätt tid för skörd, så att biomassan är så stor som möjligt och innehåller högsta möjliga koncentration av föroreningen. Även analys av biomassa som skördats kan vara intressant, dels för att se hur höga koncentrationer av föroreningen biomassan innehåller, dels för att se om det finns näringsämnesbrist och om det finns oroande höga koncentrationer av något ämne som kan öka fytotoxiciteten (Chaney et al. 2000).

Hantering av biomassan efter skörd beror till stor del på vilka föroreningar som tagits upp och i vilka koncentrationer. Vissa föroreningar kan brytas ned av växten och andra kan ge ofarliga nedbrytningsprodukter vid förbränningen. I de flesta fall rör det sig dock om metaller som varken kan brytas ned av växter eller värme. Vid förbränningen kommer flygaskan att innehålla högst halt av metaller, medan bottenaskan skulle kunna återföras till fälten (Dimitriou et al. 2006). Trots att metaller förs tillbaka till jorden blir det ett nettoborttag. Alternativet är att bottenaskan deponeras tillsammans med flygaskan. Det finns numera också möjlighet att avskilja metallerna från askan. Detta är en relativt enkel metod, men eftersom det inte är ekonomiskt lönsamt är detta ovanligt i Sverige (Dimitriou och Aronsson 2005).

A6. Tidigare studier av fytoextraktion

Hur fytoextraktion kommer att fungera på ett visst område beror på en rad olika faktorer. Föroreningarnas egenskaper har en stor betydelse (sidan 8). Essentiella ämnen, som en del metaller, som växter har ett behov av gynnas i upptaget, vilket leder till upptag i högre halter jämfört med ämnen som inte är essentiella.

Jordtyp

Vilken typ av jord det är som är förorenad påverkar även det i stor utsträckning hur effektivt föroreningarna kan tas upp av växterna. Keller (2006) gjorde en jämförande studie av tre områden, som i remedieringssyfte odlats med korgvide (*Salix viminalis*). De tre områdena hade alla förorenats med zink, koppar och kadmium, men de skiljde sig åt för en rad olika parametrar, såsom föroreningskoncentration, pH, jordtyp, medeltemperatur, nederbörd med mera. På samtliga jordar ackumulerade korgvide högst koncentration i bladen. Denna halt var i medel 475-1 700 mg/kg för zink, 5-13 mg/kg för koppar och 1,5-5 mg/kg för kadmium, för de olika jordarna i torrsvikt efter 2 år. Upp till 3,5 gånger mer av samma tungmetall kunde alltså ackumuleras för samma växtart beroende på vilken typ av jord växten växte i. Det visade sig att zink och koppar ackumulerades i högst koncentrationer från jorden med lägre pH (4,9) och lerinnehåll. I jorden med högt pH (7,2) och lerinnehåll, ackumulerades kadmium bäst.

Bly

Komarek et al. (2007) gjorde en jämförande studie mellan upptag i majs och poppel av bly från två olika jordar tagna i närheten av ett smältverk. De kunde då se att majs var mer effektiv än poppel på att extrahera bly från jordar med högre föroreningshalter och ett lägre pH (kring 4), medan poppel däremot var mer effektiv på att extrahera bly från måttligt kontaminerade jordar med ett lite högre pH (kring 6) (Komarek et al. 2007).

Kadmium

Vid konventionell odling på åkrar finns en risk för ackumulering av kadmium i marken dels på grund av atmosfärisk deposition och dels på grund av användning av konstgödsel (Perttu et al. 2003). Odling av salix som energiskog på åkrar kan minska denna ackumulering och 25 år av salixodling kan minska halterna av kadmium så de når samma nivåer som för hundra år sedan (Berndes et al. 2004).

Beroende på vilka salixarter eller hybrider som används kommer olika mycket kadmium att ansamlas i trädens delar. Vanligast är att endast stammarna skördas, vilket innebär att en hög translokation till stammen och en låg translokation till bladen är önskvärd. Roten och stubben är oftast den del som innehåller högst halter. Om man väljer att skörda även delar av rötterna kommer tiden som odlingen behöver pågå för att nå ett visst kadmiumborttag ur jorden minskas (Aronsson och Perttu 2000). Dock är detta en betydligt mer kostsam och krävande teknik.

Om inte roten tas bort vid skörd kan salixodlingen ske på samma vis som vid vanlig energiskogsodling, med skillnaden att askan inte återförs till området, utan tas omhand. Det finns speciella tekniker för att destillera kadmium ur aska (Dimitriou och Aronsson 2005), men vanligast är dock att sådan metallförorenad aska deponeras.

Kvicksilver

Växters förmåga att ackumulera kvicksilver (Hg) från jord är betydligt lägre än från en hydrokultur (odling med rötterna i näringslösning). I ett odlingsförsök med salix i lösning uppmättes en ackumulering på 3,3 gånger högre koncentration i skotten än i omgivande media (Wang och Greger 2004) medan vid odling i jord uppmättes denna faktor endast till 0,005 (Wang et al. 2005).

Salix och andra arter som trädgårdsärt (*Pisum sativum*), vete (*Triticum aestivum* L.), sockerbeta (*Beta vulgaris* L.), raps (*Brassica napus* L.) och vitklöver (*Trifolium repens* L.), visade sig vara dåliga på translokation av kvicksilver från rot till skott (Greger et al. 2005). Inte heller då kaliumjodid (sidan 9) tillfördes blev denna translokation i salix mycket större (Wang och Greger 2006). Då åtta olika salixkloner testades var det endast 0,45 till 0,62 procent av den ackumulerade kvicksilvermängden som transporterades till skotten (Wang och Greger 2004). Detta medför att det är svårt att avlägsna ämnet från ett område genom att skörda växter om man inte inkluderar rötterna vid skörd, vilket är mycket opraktiskt. Den låga translokationen av Hg medför att även fytoavdunstning uteblir (Greger et al. 2005).

Att salix inte tar upp kvicksilver i skotten innebär att växten inte kan användas för att sanera förorenad mark genom fytoextraktion. Däremot kan salix bidra till fytostabilisering av kvicksilverförorenad mark. Att salix har ett stort rotsystem och förmåga att avdunsta stora mängder vatten tyder på bra fytostabiliserande egenskaper (Wang och Greger 2004).

Organiska ämnen

Åslund et al. (2007) gjorde en fältstudie, där de tittade på om det var möjligt att rena mark förorenad av PCB:er (polyklorerade bifenyler) med hjälp av fytoextraktion. Den konventionella metoden förbränning kräver både utgrävning och transport av den förorenade marken vilket är energikrävande och dyrt. De undersökte upptag av PCB:er i pumpa (*Cucurbita pepo pepo*), starr (*Carex normalis*) och rörsvingel (*Festuca arundinacea*). Alla växter tog upp mätbara mängder av PCB, även om man inte kunde se någon skillnad på koncentrationen i marken, på grund av heterogeniteten i marken. De såg ett starkt omvänt samband mellan koncentration i växten och avståndet till marken; de skott som var högt upp i växten hade lägre koncentration av PCB:er än de som var närmre marken. Den högsta bioackumulationsfaktorn på 0,29 bestämdes för starr, som också tog upp mest PCB:er per area. 0,29 är för lågt för att kunna utnyttja växterna till fytoextraktion (Åslund et al. 2007)

I en annan fältstudie undersökte White et al. (2005) hur *p,p'*-DDE (diklordifenyl-dikloreten) togs upp i växter från vittrad mark. Växterna valdes för att de tidigare visats ackumulera oorganiska ämnen effektivt och för att täcka in en stor bredd av olika typer av växter. De studerade dels hur stor bioackumulationsfaktorn var i rötterna och dels på hur stor andel som sedan förflyttades upp i växten. Av de växter som undersöktes, var det klöver som hade den högsta bioackumulationsfaktorn på 6 i roten. Trots detta var transporten upp i växten låg, vilket gav en bioackumulationsfaktor i skotten på under 0,3. Den växt som hade högst bioackumulationsfaktor i skotten var ärtväxten luddvicker (*Vicia villosa*) som hade en faktor på strax under 0,6 (White et al. 2005).

Trots att dessa fältstudier tydligt visar att växter kan ta upp stora, organiska molekyler som DDE och PCB:er, är de inte tillräckligt effektiva. För att det ska vara lönsamt att använda fytoextraktion måste bioackumulationsfaktorn vara över 1, vilket den inte var för något av ämnena i dessa studier. En för låg bioackumulationsfaktor leder till att man måste hantera större mängder organiskt material än om man bara gräver upp den förorenade jorden som vid konventionella metoder. Om man, antingen genom att skanna av fler växter eller genom genmanipulering, hittar en växt som kan ta upp dessa och liknande ämnen i högre halter kan fytoextraktion bli en möjlighet även för organiska ämnen i framtiden.

A7. Exempel på sanering med fytoextraktion

Fliseryd

500 meter från en tidigare batterifabrik i Fliseryd, i närheten av Oskarshamn planterades korgvide (*Salix viminalis*) 1997 i metallextraktionssyfte. I detta fältförsök planterades plantorna med en varierande densitet, mellan 1 och 25 plantor per m², med vardera tre replikat. Efter tre år skördades biomassan ovan jord och innehållet av metallerna nickel, zink, kadmium, koppar och bly analyserades. Även jordens totala innehåll av metaller analyserades med HNO₃-extraktion. Den totala bortförslagen av metaller från området beräknades till upp emot 60 procent på de områden med högt planttäthet, medan ingen signifikant skillnad i metallkoncentration kunde ses på de områden där salix inte odlats. Att en större salixdensitet gav upphov till ett större upptag kan bero på den större rotdensiteten, detta gäller då främst vid de tidiga tillväxtstadierna (Greger och Landberg 2003a, Greger och Landberg 2003b).

Industritomt, New Jersey

På en gammal industritomt i Trenton, New Jersey, USA, som tidigare använts för bland annat tillverkning av överstrykningspennor och batterier fanns förhöjda värden av bly i det övre markskiktet. Gränsvärdena för bly i bebodda områden är 400 mg/kg och marken bestod av grusig sand och blandade fragment.

USA:s federala naturvårdsverk (EPA) utförde under perioden 1997 till 1998 provodlingar på området. Under sommaren 1997 odlades två skördar av sareptasenap (*Brassica juncea*) och under sommaren 1998 odlades en skörd av solros (*Helianthus annuus* L.). För att optimera blyupptaget tillfördes kelaten EDTA (sidan 9) och jordförbättringsmedel. Man tittade dels på hur mycket bly de olika växterna tog upp och dels på hur halten bly i det övre markskiktet (rotzonen) hade förändrats efter de tre skördarna.

Efter försöket hade andelen area med en blykoncentration under gränsvärdet på 400 mg/kg ökat från 31 till 57 procent. Blyhalten hade i snitt minskat med 20 procent i de översta 15 centimetrarna jord. Halten i sareptasenapen för den första och den andra skörden var 830 respektive 2 300 mg/kg. De stora skillnaderna i upptag berodde på optimeringen genom tillförsel av EDTA och andra tillsatser. Halten i de skördade solrosorna var 400 mg/kg. Dessa resultat stärker bilden av sareptasenap som en växt med potential för extraktion av bly i jordar där föroreningsnivån är under 1 500 mg/kg (pH 4,3-8,3 och lämpligt klimat).

EPA (1999) uppskattade att det tar 6-8 skördar över cirka tre säsonger för att få ned nivåerna av bly under gränsvärdet. Det skulle ge cirka 500 ton biomassa på ett område som är fyra hektar stort. Detta motsvarar 0,25 procent av den jordmassa på 20 000 ton som annars skulle ha förts bort vid konventionell sanering av marken (3 decimeter djupt).

A8. Hyperackumulatorer

Begreppet hyperackumulerande växter myntades 1977 av Brooks och Reeves och till gruppen räknas de växter som kan ta upp och ackumulera mycket höga halter av föroreningar (Chaney et al. 2000).

Enligt en definition är hyperackumulerande växter de som kan uppnå en koncentration på 0,1 procent av nickel, kobolt, krom, koppar och bly i bladens torrsvikt eller 1 procent zink oberoende av metallkoncentrationen i jorden (Chakrabarty 1985 och Oberbremer et al. 1990 i Raskin et al. 1994). För kadmium och andra ovanligare metaller kan en växt ses som hyperackumulerare om den ackumulerar mer än 0,01 procent i torrsvikt (McCutcheon och Schnoor 2003). Att hyperackumulerare av olika metaller har olika definitionskoncentrationer beror på att metallerna är olika fytotoxiska. Växter kan i allmänhet tolerera högre halter av zink än nickel och kadmium (Chaney et al. 1997). Därmed är det fullt naturligt att växter kan uppnå högre koncentrationer av zink.

Det finns i dag över 400 kända hyperackumulerande växtarter. Av dessa används de flesta för upptag av nickel, närmare 300 olika arter, medan det för kobolt, koppar, selen och zink finns ett tjugotal arter att välja på (Brooks 1998 i Rockwood et al. 2001). Även tidigare har dessa tåliga växter använts i kommersiellt syfte, dock inte inom remediering. Gruvarbetare använde sig tidigt av sådana indikatorväxter för att veta var de skulle gräva efter malm (Chaney et al. 2000). Att hyperackumulerande växter är vanliga på områden med höga metallhalter kan tyda på att det är en anpassning till den stress som metallerna orsakar, eller ett resultat av resistans mot höga metallkoncentrationer (Oberbremer et al. 1990 i Raskin et al. 1994).

Den växt som visat sig ackumulera de högsta halterna av nickel är *Sebertia acuminata*. Den växer i skogar på områden med relativt hög nickelhalt i Nya Kaledonien i Oceanien. Bladen och andra delar har visat sig innehålla 1-2 procent nickel, vilket är mycket höga halter, medan trädets blågröna sav i torrsvikt kan innehålla upp emot 26 procent nickel (Jaffre et al. 1976).

Backskärvfrö

En ofta studerad växt är backskärvfrö (*Thlaspi caerulascens*). Den har vid ett odlingsförsök i krukor visat sig kunna ackumulera upp till 18 455 mg zink/kg torrsvikt av skotten, vilket motsvarar 1,8 procent, utan att visa någon signifikant minskning av tillväxten (Brown et al. 1994). Backskärvfrö är en 10-35 cm hög växt med en bladrosett vid marken och ganska små själkblad (Mossberg och Stenberg 2005). Växtsättet ger en mindre biomassa och det totala upptaget av zink per area blir därför ganska lågt trots växtens förmåga att hyperackumulera metaller.

Då backskärvfrö trivs i större delen av landet på kalkfattig gräsmark, som vägkanter, banvallar med mera (Mossberg och Stenberg 2005), bör den rimligtvis kunna användas på förorenade områden i Sverige.

Backskärvfro jämfördes också med en välstuderad tomatsort (*Lycopersicon esculentum*) och *Salix vulgaris*. Det var då tydligt att backskärvfro kunde klara betydligt högre zinkkoncentrationer än tomat i en näringslösning utan att fytotoxiska symtom uppstod. Detta kan tyda på att hyperackumulerare så som backskärvfro kan ackumulera högre halter av zink än tomat på grund av sin tolerans mot zinkens toxicitet (Brown et al. 1995a).

Raps

Grispen et al. (2006) odlade raps (*Brassica napus*) på två jordar som blivit förorenade via atmosfärisk deposition från ett närliggande smältverk. De båda jordarna innehöll olika koncentrationer av kadmium och zink och i snitt innehöll rapsen sju gånger så hög koncentration av kadmium som av zink. Det visade sig att rapsen som växte på marken med högre metallkoncentrationer hade lägre metallkoncentration i biomassan än rapsen från andra området.

Studier har också gjorts på kåsläktets (*Brassica*) upptag av bly av Kumar et al. (1995). Av de undersökta kålarterna visades sareptasenap (*B. juncea* L Czern) och svartsenap (*B. nigra* L Koch) vara mest effektiva på att translokera bly till skotten, de innehöll 1 procent bly av skottens torrsvikt. Förutom *Brassica* undersöktes även solros (*Helianthus annuus*), tobak (*Nicotiana tabacum*), majs (*Zea mays*), durra (*Sorghum bicolor*) och amarant (*Amaranthus hybridus* och *A. paniculata*). Solrosen visade bäst resultat av dessa arter med 0,56 procent bly av skottens torrsvikt.

Vid jämförelse mellan olika varianter av sareptasenap fann man en mycket stor variation av upptag i rot respektive translokation till skott. De olika varianterna innehöll som mest 3,5 procent bly i skotten och som minst 0,04 procent. Om växterna därpå bränns och askan tillvaratas antas metallkoncentrationen kunna öka 10 gånger och då ge upp till 35 procent bly i askan vid val av rätt typ av sareptasenap (Kumar et al. 1995).

Val av hyperackumulerande växter

Det bästa sättet att hitta hyperackumulerande växter är att inventera arterna på ett område förorenat med samma ämne eller ämnen och därefter analysera växternas innehåll (Rockwood et al. 2001).

Då Rockwood et al. (2001) sökte efter en växt som hyperackumulerade arsenik, studerade de växterna på ett område där man tidigare tryckimpregnerat trä och höga halter av arsenik antogs finnas. Inom området valdes en testarea ut och samtliga arter med relevant biomassa samlades in och analyserades. *Pteris vittata* (en ormbunke som ej finns i Sverige) var den enda art som visade sig ha en halt över 1 000 mg/kg; koncentrationen uppmättes till 4 360 mg arsenik/kg torrsvikt. Ormbunkens bioackumulationsfaktor beräknades till 136. Trots att denna ormbunke föredrar tropiskt klimat och därför inte kan odlas i Sverige, kan samma metodik användas även i nordiskt klimat.

Fördelar med hyperackumulerare

- Hyperackumulerare kan ackumulera höga koncentrationer av metaller jämfört med andra växter, vilket ger en lägre mängd biomassa som behöver tas omhand efter fytoextraktionen.

Nackdelar med hyperackumulerare

- Hyperackumulerande växter är ofta örter eller andra små växter och har därför ett begränsat rot djup jämfört med till exempel salix och poppel. Detta kan leda till problem då föroreningarna inte finns vid ytan.
- Hyperackumulerande växter, som backskärvfro, är ofta lågt växande och har en bladrosett nära marken. Detta försvårar skörd och ökar därmed de årliga kostnaderna för ett fytoextraktionsprojekt (Chaney et al. 2000).
- Löv med höga metallhalter kan blåsa bort från området, vilket innebär en ökad risk för spridning (Suthersan 2002).
- Djur som lever på området och äter av växtligheten kan ta skada om höga halter av föroreningar ansamlats, speciellt i blad.

A9. Fytobrytning – en annorlunda tillämpning av fytoextraktion

Fytobrytning är ett sätt att anrika metaller. Vid fytobrytning, precis som vid fytoextraktion, utnyttjas växters förmåga att ackumulera höga halter av metaller. Istället för att tillämpas på förorenad mark odlas växterna på ådror eller gruvavfall med så låg metallkoncentration att konventionell gruvverksamhet inte är ekonomiskt lönsam. Då växterna sedan skördas och förbränns erhålls aska innehållande en högre koncentration av metallerna än den ursprungliga marken (Chaney et al. 2000).

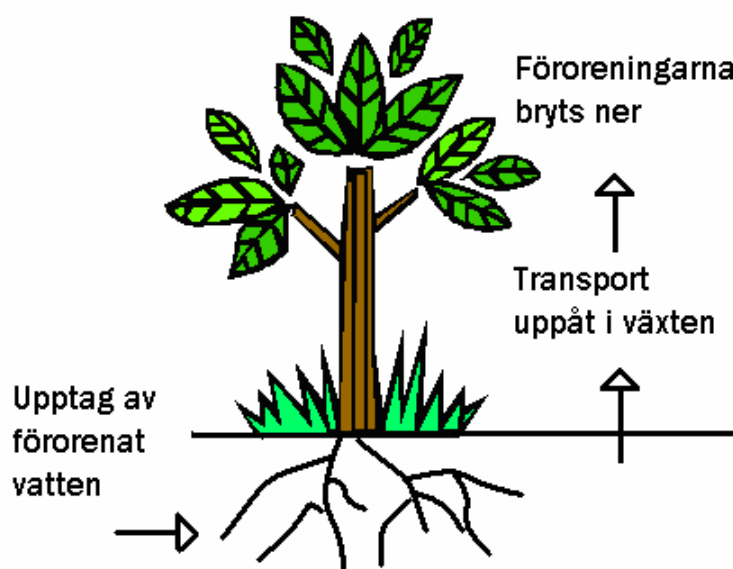
Då askans koncentration av zink, koppar, nickel och kobolt ligger mellan 10 och 40 procent antas det vara möjligt att tillämpa standardmetoder för anrikning av metallerna (Chaney et al. 2000).

Sareptasenap kan ackumulera upp till 3,5 procent bly av växtens torrsvikt. Halten bli tio gånger högre vid förbränningen vilket ger en aska innehållande 35 procent bly (Kumar et al. 1995).

Lönsamheten med fytobrytning beror, precis som för konventionell brytning av metaller, bland annat på priset på produkten, lönekostnader och transportkostnader (Gavelin 2007). Försök har även gjorts med guld, detta är en svårslöslig metall vilket gör den svår att ta upp för växter. Detta kan motverkas genom tillförsel av ämnen som ökar metallens rörlighet och ett sådant exempel som studerats är ammonium tiocyanat. Anderson et al. (1998) fann halter på 57 µg guld/g torkad sareptasenap (*Brassica juncea*) och beräknade att gränsen för lönsam för fytobrytning går vid 17 µg/g.

B. Fytodegradering

Fytodegradering, eller fytotransformering som det också kallas, innebär att en växt bryter ned en förorening. Detta gäller främst organiska ämnen och det sker antingen genom att växten först tar upp föroreningen och sedan bryter ned den med hjälp av växtens metabolism, eller genom att växten utsöndrar ämnen som bryter ned föroreningen utanför växten (Suthersan 2002). I växten kan föroreningen efter att den brutits ned användas som näring och i en del fall kan även växten utsöndra slut- eller mellanprodukter.



Figur 4. Översiktsbild över fytodegradering (modifierad från ITRC 2001).

Eftersom växter använder sig av ett stort antal ämnen i sin primära och sekundära metabolism kan de snabbt ta upp och bryta ned organiska föroreningar till mindre giftiga ämnen (Suthersan 2002). All nedbrytning som orsakats av mikroorganismer, kallas istället rhizodegradering (EPA 2000).

För att fytodegraderingen ska ske, måste ämnet i de flesta fall först tas upp i växten. Paterson et al. (1990) har gjort en sammanställning av studier på 70 organiska ämnen, och hur de tas upp av 88 träd och andra växtarter.

När en växt tagit upp en förorening förändras den med växtens metabolism. Fas I-omvandling är det första steget. Då omvandlas ämnet genom oxidering, reduktion eller hydrolys. I fas II sker konjugering, då glutation, socker eller aminosyror kopplas på ämnet. I fas III omvandlas de konjugerade ämnena och lagras i cellväggar, lignin eller i vakuoler. Ämnen som genomgått fas III-omvandling är otillgängliga och kan inte extraheras med kemiska metoder. Atrazin och TNT är exempel på ämnen som till viss del bryts ned och sedan lagras i växten (Burken och Schnoor 1997, Bhadra et al. 1999). Dock finns risken att ämnet kan bli biotillgängligt igen om växten äts av en växtätare och kommer i kontakt med enzym under matsmältningen (Dietz och Schnoor 2001). Exempel på enzym som finns i växter visas i Tabell 5 nedan. Metabolismen kan ske i rot, stam och skott. Nedbrytning inom växten kan oftast tillskrivas själva växten men kan också utföras av endofyter, det vill säga bakterie, svamp, alg eller växt som lever inuti växten (Barac et al. 2004 i Pilon-Smits 2005).

Tabell 5. Exempel på enzymer som finns i växter och vilken typ av föroreningar de kan bryta ned (Suthersan 2002).

Enzym	Föroreningar
Nitratreduktas	sprängämnen, pesticider
Dehalogenas	klorerade lösningsmedel, pesticider
Fosfatas	pesticider
Peroxidas	fenoler
Lackas	aromatiska aminer
Cytokrom P-450	pesticider och klorerade lösningsmedel
Nitrilas	herbicider

Nedbrytning av organiska ämnen i växter sker ofta på liknande sätt som i andra organismer (Dietz och Schnoor 2001). Ett exempel på detta är nedbrytningen av trikloretylen (TCE) i poppel. Newman et al. (1997) visade att hybridpoppel tar upp, transpirerar och bryter ned trikloretylen till koldioxid, trikloretanol samt di- och triklorättiksyra. Dessa metaboliter är samma som bildas i levern hos en människa vid nedbrytning av trikloretylen (Dietz och Schnoor 2001).

B1. Fördelar med fytodegradering

- Fytodegradering är helt oberoende av mikroorganismer, och är därför en potentiell reningsmetod, antingen i steril jord, eller i jord med för höga föroreningsnivåer för att mikroorganismer ska kunna verka (EPA 2000).

B2. Nackdelar med fytodegradering

- Fytodegraderingen kan leda till mellanprodukter eller produkter som är giftiga (EPA 2000).
- Eftersom det är svårt att mäta koncentrationer av metaboliter eller produkter i växten, kan det också vara svårt att visa att nedbrytning faktiskt sker i växten (EPA 2000).

B3. Ämnen lämpliga för fytodegradering

De ämnen som är lämpliga för sanering med hjälp av fytodegradering är organiska ämnen med rätt egenskaper för att de ska kunna tas upp i växten. Exempel på ämnen kan vara växtgifter, TNT, MTBE och TCE (Burken 2003, Winnike-McMillan et al. 2003 i Pilon-Smits 2005).

Forskare har fått motstridiga resultat vid studier av TCE-nedbrytning i växter. Sammanfattningsvis kan man säga att en del av TCE:n avdunstar från växten, en del lagras bundet i växten och en del blir helt nedbrutet (Shang et al. 2003 i Pilon-Smits 2005). Fytoremediering av TCE har studerats mycket, trots detta är det mycket som fortfarande inte är känt om den processen. Detta visar att det fortfarande finns många oklarheter kring metabolismen av organiska ämnen i växter. Framtida studier av detta ämne är inte bara en fördel vid studier av fytoremediering utan också för att man bättre ska kunna undersöka vilka risker som är involverade för människa och miljö (Pilon-Smits 2005).

B4. Växter lämpliga för fytodegradering

Den växt som används vid fytodegradering bör ha ett stort och tätt rotsystem och en hög halt av enzym som kan degradera organiska ämnen (Pilon-Smits 2005). Poppel är populär vid fytodegradering eftersom den har en så hög transpirationshastighet (Tabell 7 sidan 52) och har visat sig kunna bryta ned både atrazin (Burken och Schnoor 1997) och TCE (Newman et al. 1999).

Fytodegradering av organiska ämnen skulle kunna optimeras genom att välja växter eller genetiskt modifiera växter med högre aktivitet av de enzym som man tror är inblandade och begränsar hastigheten av nedbrytningen (Pilon-Smits 2005). Det finns studier där man fått växter att tillverka

enzym, som är inblandade i nedbrytningen av TNT i bakterier, vilket ger ökad tolerans mot och förhöjd nedbrytning av ämnet (French et al. 1999, Hannink et al. 2001). På samma sätt har tillverkning av cytokrom P450 från däggdjur i tobak lett till en 650 gånger så stor nedbrytning av TCE som vid jämförelse med kontroll (Doty et al. 2000).

B5. Tidigare studier av fytodegradering

TCE

Newman et al. (1999) gjorde mellan åren 1995 och 1997 en studie på en poppelklons (*Populus trichocarpa* x *P. deltoides*) förmåga att ta upp och bryta ner trikloretylen (TCE). Trikloretylen, även känt som tri, är ett lättflyktigt, klorerat lösningsmedel som använts som avfettningsmedel inom verkstadsindustrin i Sverige (Nationalencyklopedin 2007e).

I kontrollområdet utan popplar innehöll dräneringsvattnet 67 procent av den tillförda mängden TCE, medan denna koncentration var endast mellan 1 och 2 procent i de odlade områdena (Newman et al. 1999). Halten i dräneringsvattnet var som lägst under tillväxtsäsongen och högre då transpirationen var lägre, under början och slutet av tillväxtsäsongen.

I studien kunde man inte visa på en utökad metabolism av TCE på grund av mikroorganismer i rhizosfären. Detta kan dock inte sägas med säkerhet eftersom laboratorieförsöket som gjordes, endast skedde under en kort tidsperiod och med en liten volym jord.

Koncentrationen av kloridjoner var 10 gånger högre i jorden som exponerats för TCE jämfört med jord som varken tillförts TCE eller recirkulerat vatten som renats. Enligt Newman et al. (1999) kan detta bero på att popplarna tagit upp TCE, spjälkat av kloratomerna och sedan utsöndrat dem. Då inte heller någon ökning av den totala mängden organiska halogenider kunde ses, tyder detta på en utsöndring av kloridjoner.

Studien visade att di- och triklorättiksyra utgjorde den största delen av metaboliterna i bladen under de två första åren. Koncentrationen av klorättiksyra minskade både i koncentration och i proportion till TCE i vävnaden. TCE var det klorerade ämne som det fanns mest av i grenar och stammar. Detta verkar troligt då dessa vävnader är mindre metaboliskt aktiva än blad och rötter.

Studien visade att hybridpopplar klarade av att exponeras för grundvatten som innehöll en medelhög koncentration av TCE och att träden under detta försök avlägsnade 99 procent av den tillförda mängden TCE (Newman et al. 1999). Försöket visade också att popplar med en ålder upp till två år transpirerade 9 procent av ämnet och att denna transpiration därefter avstannade.

Cyanid

Olika cyanidkomplex är vanliga föroreningar på gamla gasverksområden. De bildades som en biprodukt i processen och förorenade massor dumpades sedan ofta i närheten av fabriken (Theis et al. 1994). Vanligast är järnföreningar som Prussian blue (ferriferrocyanid $\text{Fe}^{\text{III}}_4[\text{Fe}^{\text{II}}(\text{CN})_6]_3$) och Turnbull's blue (Ferroferricyanid $\text{Fe}^{\text{II}}_3[\text{Fe}^{\text{III}}(\text{CN})_6]_2$) (Larsen och Trapp 2006). Lösligheten av cyanid i marken ökar med ett stigande pH, speciellt då pH stiger över neutralt (Theis et al. 1994). Detta gör att man i basiska jordar har ett större problem med spridning av föroreningen.

I en studie med *Salix eriochepala* i en hydrokultur visade Ebbs et al. (2003) att ferrocyanid kan tas upp och metaboliseras. Larsen och Trapp (2006) gjorde sedan en jämförelse av förhållandet mellan järn och cyanid i hydrokultur respektive växt och det visade sig att mängden järn i förhållande till cyanid var större i växten än i lösningen. Detta tyder på att järncyanidkomplex togs upp av växter, varpå de löstes upp och den fria cyaniden bröts ned medan järnatomerna blev kvar. När ingen annan kvävekälla fanns tillgänglig för växterna kunde ett större upptag av cyanid ses. Även det tyder på att växterna kan tillgodogöra sig cyaniden. Dessa resultat bidrog till slutsatsen att fytoremediering är en möjlig metod vid sanering av cyanidförorenad mark. En sådan sanering av cyanid kan dessutom ske utan risk för spridning av föroreningarna eftersom att ingen ackumulering sker i bladen (Ebbs et al. 2003).

En total rening med hjälp av fytodegradering av en cyanidförorenad jord tar dock mycket lång tid. För Holte gasverksområde beräknas denna tidsperiod till över 100 år (Trapp 2007). Träden bidrar då också med hydraulisk kontroll och stabilisering av föroreningarna, så att dessa inte sprids under tiden som nedbrytningen sker. En sådan sanering kan motiveras om man kan dra fördel av vegetationen i form av till exempel en park eller odling under saneringens gång.

C. Utökad rhizodegradering

I den så kallade rhizosfären, eller rotzonen, (sidan 11) uppstår en rhizosfäreffekt som leder till den större mängd mikroorganismer som lever där. Denna rhizosfäreffekt beror bland annat på att växter utsöndrar ämnen via rötterna som mikroorganismerna kan utnyttja. Detta leder även till att andra ämnen bryts ned i större omfattning än utanför rotzonen, det är detta som kallas utökad rhizodegradering.

Mikroorganismerna, som är bakterier och svampar, kan nyttja föroreningarna som en näringskälla. De får också extra näring i form av döda rottdelar som bryts ned, samt från socker, alkoholer och syror som växterna släpper ut i rotzonen (Suthersan 2002). Detta är en bidragande faktor till det större antalet mikroorganismer i rhizosfären i jämförelse med bulkjorden.

Växterna bidrar också till en ökad nedbrytning genom att transportera syre och vatten till jorden där de växer. Det sker även en mekanisk påverkan på jorden och rötter kan till exempel bryta sönder klumpar så att föroreningarna blir mer tillgängliga. (Suthersan 2002)

Rhizodegradering kan användas som ett komplement efter att man har grävt bort den mest förorenade jorden från ett område.

C1. Fördelar med utökad rhizodegradering

- Nedbrytningen av föroreningar sker på plats, in situ.
- Kostnaderna för ett rhizodegraderingsprojekt är låga, eftersom det inte krävs någon skörd och deponering av växterna.
- Det finns ingen risk att föroreningarna sprids till andra områden.
- Rhizodegradering kan användas på ämnen med för högt K_{OW} för att de ska kunna tas upp av växter.

C2. Nackdelar med utökad rhizodegradering

- Det tar tid att utveckla en stor rotzon.
- Rotdjupet är begränsande.
- Trots den ökade nedbrytningshastigheten är det inte säkert att den slutgiltiga koncentrationen blir lägre än om området varit obevuxet.
- Det kan behövas tillförsel av extra näring, eftersom både växterna och mikroorganismerna behöver tillräckligt med näring.
- Mikroorganismerna kan använda de utsöndrade ämnena från växtens rötter som kolkälla istället för föroreningarna. Plantering av växter gör i så fall att nedbrytningen av föroreningarna minskar.

C3. Ämnen lämpliga för utökad rhizodegradering

De ämnen som är lämpliga att sanera med rhizodegradering är organiska ämnen. De bör inte tas upp av växternas rötter och translokteras uppåt i växten i någon större utsträckning och de kan därför ha ett K_{OW} högre än 3 (sidan 8).

Några exempel på föroreningar som rhizodegradering tillämpats på är petroleumkolväte, PAH:er, BTEX, pesticider, klorerade lösningsmedel, pentaklorfenol, PCB:er och tensider (EPA 2000).

C4. Växter lämpliga för utökad rhizodegradering

Van Epps (2006) jämförde 43 fullskaliga fytoremedieringsprojekt vilka alla gällde petroleumprodukter. Av dessa utgjordes 12 av monokulturer och de övriga använde sig av flera växtarter. Av de 12 monokulturerna används popplar vid sju, och salix, baljväxter och eukalyptus vid de övriga projekten.

Då olika växters förmåga att bryta ner PAH:er undersöktes, visade sig salix (*Salix nigra* Marshall) vara mest effektiv, följt av poppel (*Populus deltoides* × *P. nigra*) och slutligen ask (*Fraxinus pennsylvanica*) (Spriggs et al. 2005).

I ett försök i en tillväxtkammare ökade nedbrytningen av PAH:er i rhizosfären vid närvaro av gräset rörsvingel (*Festuca arundinacea*) jämfört med då ingen vegetation fanns. Detta antas bero på det större totala antalet bakterier, vilket även innebar fler PAH-nedbrytande bakterier i jord med rörsvingel. Störst skillnad var det för pyren vars nedbrytningshastighet var 36 procent högre i den bevuxna jorden jämfört med kontroll (Ho och Banks 2006).

Koncentrationen av opåverkad atrazin visade sig vara lägre i rhizosfären hos majs än i omgivande jord, vilket tyder på rhizosfärdegradering (Anderson et al. 1993).

Sandmann och Loos (1984) tittade på mikroorganismers nedbrytning av 2,4-D i jord. De såg att mängden mikroorganismer som kan bryta ner 2,4-D var 261 gånger högre i en rhizosfär med sockerrör än i bulkjorden. De visade också att mängden mikroorganismer kan variera mellan olika växtarter. Sockerrör hade 6,7 gånger mer mikroorganismer i sin rhizosfär än afrikansk klöver (Sandmann och Loos 1984).

Vid en studie av påverkan från präriegräs på PAH:er i jord kunde Aprill och Sims (1990) se att gräs kan bidra till sanering av föroreningarna vid låga koncentrationer. Tuvbildande gräs lämpar sig för användning vid behandling av förorenad jord, dels för gräsets fiberrötter, men också för dess stabiliserande förmåga. Ett fiberrotsystem kan till exempel bidra med en större ytarea än pålrötter, vilket är en fördel vid etablering av mikroorganismer (Aprill och Sims 1990).

C5. Genomförande av utökad rhizodegradering

Områden förorenade med kolväten kan behöva tillföras näring av två anledningar, dels för att växterna ska växa optimalt (Van Epps 2006) och dels för att främja tillväxten av mikroorganismer (Hutchinson et al. 2003).

C6. Tidigare studier av utökad rhizodegradering

Vilket resultat som ett fytoremedieringsprojekt med utökad rhizodegradering får varierar. En nästan 100 procentig reduktion av TPH (Total Petroleum Hydrocarbon) har visats på ett område i sydöstra USA. Likaså har man sett 80 procent minskning av BTEX i jord och minskning av PAH:er med 60 procent i ett deponiområde. (Van Epps 2006)

Vid ett oljeraffinaderi i Kalifornien kunde dock inte en signifikant skillnad i reduktion av alkaner ses mellan områden som planterats och som lämnats opåverkade av växter. I oplanterad jord kunde en reducering på 44 procent ses och i jord planterad med svingel var denna reducering mellan 31 och 62 procent (Karlson et al. 2001).

Petroleum

Mikrobiell nedbrytning av petroleumkolväten är något som använts tidigare (Rosenberg och Ron 1996). Det är även känt att mängden mikroorganismer är betydligt större i rhizosfären än i ej växtpåverkad jord (Ho och Banks 2006, Suthersan 2002, Sandmann och Loos 1984). Detta gör att det kan lämpa sig bra att odla växter på mark förorenad med olika petroleumprodukter.

Bionedbrytning av kolväten som till exempel PAH, BTEX och alkaner kan både ske under aeroba och anaeroba förhållanden. Det går dock snabbare vid aeroba förhållanden (vid närvaro av syre) (Van Epps 2006). Mängden syre i marken ökar med antalet växter då dessa dels transporterar syre till rotzonen

och dels luckrar upp jorden så att diffusionen från atmosfären ökar (Brady och Weil 2002, Hutchinson et al. 2003).

Vid 45 av 57 studier inom fytoremediering av petroleumprodukter, som Van Epps (2006) tittat närmre på, ansågs rhizodegradering vara en av de gällande mekanismerna. Fytodegradering ansågs bara vara en av mekanismerna vid 23 av projekten och hydraulisk kontroll vid 17. Anledningen att de flesta fytoremedieringsprojekt för petroleumprodukter tillämpar rhizodegradering istället för fytodegradering är att växtupptaget av kolväten som till exempel PAH:er är lågt. Log K_{OW} för just PAH:er ligger mellan 3,4 och 6,5 (Hutchinson et al. 2003), och som beskrivs på sidan 8, är dessa värden på log K_{OW} utanför det intervall inom vilket upptag sker.

Den mikrobiella nedbrytningen av PAH:er har svårare att ske vid högre K_{OW} och molekylvikt. Mikrobiell nedbrytning sker även lättare för mer vattenlösliga ämnen (Karlson et al. 2001).

Till en början är nedbrytningshastigheten av PAH:er hög, men denna avtar allteftersom det förorenade avfallet blir äldre. En anledning till att detta sker, kan vara att oladdade föroreningar stängs in i jordens mikroporer där de blir mindre tillgängliga för mikroorganismerna. Rötter kan däremot luckra upp jorden och på så vis öka mikroorganismernas möjligheter att komma åt föroreningarna. (Hutchinson et al. 2003)

Vid en studie av nedbrytning av oljespill genom en kombinerad effekt av fytoremediering och biostimulering, kunde Lin och Mendelssohn (1998) se att nedbrytningshastigheten av olja nästintill fördubblades vid tillförsel av näring. Oljans toxicitet avtog med tiden och växter kunde planteras in på området efter att oljan åldrats under två år genom påverkan av väder och vind.

Kolväten försvinner naturligt genom lakning, avdunstning och biodegradering. Följaktligen är en reduktion av kolväten möjlig även utan växters närvaro. Av 20 fytoremedieringsprojekt för petroleumföroreningar, där det även fanns ett obevuxet område, kunde man i nio fall se en signifikant större nedbrytning av kolväten på grund av växterna (Van Epps 2006).

PAH:er kan brytas ned helt till koldioxid och vatten men kan även bilda metaboliter. Metaboliterna är ofta mer polära än de ursprungliga PAH:erna, vilket medför en ökad mobilitet och en risk att föroreningarna transporteras nedåt och att grundvattnet kontamineras (Karlson et al. 2001). Det finns även en risk att metaboliterna är mer toxiska än de ursprungliga föroreningarna.

PCB:er

Höglorerade PCB:er kan brytas ned mikrobiellt under anaeroba förhållanden, medan låglorerade PCB:er istället lättare bryts ned under aeroba förhållanden (Smith et al. 2007). Då jordar förorenade med PCB:er ofta innehåller en blandning av olika ämnen innebär det att man behöver en omväxlande aerob och anaerob miljö för fullständig nedbrytning (Master et al. 2002). Då växter tillför syre till rhizosfären kan man på så vis erhålla en aerob nedbrytning, samtidigt som det i den omgivande jorden är syrefritt (Smith et al. 2007).

Fem olika växters förmåga att bidra till en ökad rhizosfärnedbrytning jämfördes med och utan att halm tillsattes jorden. Studien visade att norrlandsstarr (*Carex aquatilis*) samt *Spartina pectinata*, ett marskgräs som inte växer i Sverige (Mossberg och Stenberg 2005), var mest effektiva vid fytoremediering av PCB:er och då utan att jordförbättring i form av halm användes. (Smith et al. 2007)

Vid studier av PCB-nedbrytande bakterier fann Donnelly et al. (1994) att de tre undersökta bakteriestammarna kunde utnyttja bifenyyl som kolkälla. Den mängd bifenyyl som krävdes för att upprätthålla en sådan bakteriell stam jämfördes sedan med de koncentrationer av fenolföreningar som olika växter kan utsöndra i rhizosfären enligt Fletcher och Heghe (1995). Av 17 olika växters utsöndring av fenoler visades ingen nå upp till de önskade koncentrationerna. Dock var utsöndringen av exsudater i rhizosfären icke homogen och högre koncentrationer antogs kunna nås lokalt. En rad växter ökade sin fenolproduktion efter att tidigare utsöndrad fenol hade sköljts bort. Detta kan tyda på att bakterier som omhändertar utsöndrade ämnen stimulerar till en större produktion av desamma. Den största mängden fenol erhöles från *Malus fusca*, en sorts vildapel som inte finns i Sverige. Den växt som ansågs vara den tredje mest effektiva på att utsöndra fenolföreningar var rönnsumak (*Rhus*

thypina) (Fletcher och Hegde 1995), en lövfällande buske som växer förvildat i Sverige, bland annat på tippor (Mossberg och Stenberg 2005).

Klorfenoler

Ferro et al. (1994) visade att en större nedbrytning av pentaklorofenol sker i jord planterad med *Agropyron desertorum*, en typ av kvickrot som inte finns i Sverige, än utan växtlighet. Nedbrytningen antas vara hela 3,5 gånger snabbare i bevuxen jord. Urlakningen av pentaklorfenol var lägre ur den planterade jorden. Det fanns även ett upptag av kol som kom från pentaklorfenolen. Ökningen av nedbrytningen antogs även kunna gälla vid plantering av annan vegetation. Det är därför inte ett måste att odla just kvickroten *A. desertorum*.

C7. Exempel på sanering med utökad rhizodegradering

Sunnersta

I Sunnersta, söder om Uppsala, odlas korgvide (*Salix viminalis*) i remedieringssyfte på en 2 400 m² stor gammal industritomt (Figur 5). På tomten har det tidigare legat en mekanisk verkstad och i marken finns det därför föroreningar i form av tungmetaller och PAH:er (Greger 2007).

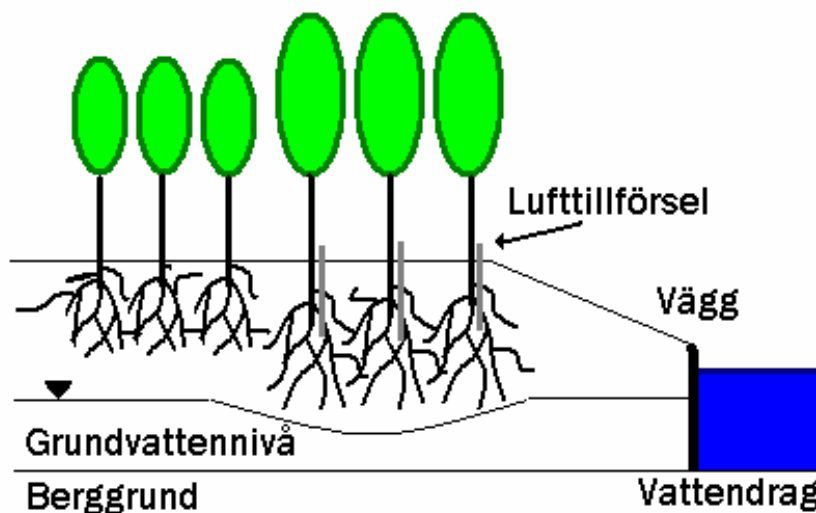
Jorden på området är mycket sandig och grusig, med en dålig vattenhållande förmåga och ett lågt näringsinnehåll. För att hålla kostnaderna för projektet nere, valde man i detta fall att inte bearbeta jorden i någon större utsträckning (Greger 2007). En bevattningsanläggning installerades dock för att förhindra uttorkning av området.

Två olika kloner av korgvide planterades, en som ackumulerar höga halter av tungmetaller och en annan klon som antas bidra med en utökad nedbrytning av PAH:er. Korgvidets rötter antas kunna nå ner på ett djup på cirka 50 cm (Greger 2007).

Träden planterades i juli 2003 och näringsbristen, samt den efter planteringen följande torkan, gjorde att etableringsfasen tog lång tid och att man fick ersätta vissa plantor som dog. Idag har korgvidet etablerat sig, men tillväxten är dock fortfarande relativt låg. De plantor som växer i det hörn på området som är förorenat av PAH:er har visat sig växa bäst. (Greger 2007)



Figur 5. Fytoremedieringsområdet i Sunnersta planterat med korgvide (foto: Matilda Svensson).

EBuffer® projekt i Ashland, USA

Figur 6. Illustration av EBuffer® projektet i Ashland. Träd planterades djupare närmst vattendraget för att bilda en hydraulisk barriär och på så vis minska föroreningsspridningen dit.

Ecolotree har utformat ett fytoremedieringsprojekt enligt deras EBuffer®-standard i Ashland, Wisconsin i USA, där man nyttjat träd och gräs för att behandla jord förorenad med petroleum, PAH:er, TCE och PCE (Ecolotree Inc. 2007). I maj år 2000 planterades 485 stycken hybridpopplar (*Populus deltoides* × *P. nigra*). För att få en så stor påverkan på grundvattnet som möjligt, planterades drygt hälften av popplarna på ett djup på 3 meter (Figur 6). Dessa popplar var då närmst det intilliggande vattendraget. Ett luftningssystem installerats för att öka syresättningen av marken och därmed främja tillväxten av popplarnas rötter på det stora djupet. Detta skedde genom att slangar fästes på popplarnas stammar vid planteringen. Jordens syrekonzentration ökade därmed från 3 till 13 procent. De återstående 195 popplarna planterades direkt på det kontaminerade området på 1,5 meters djup. Anledningen att man här valde en mer ytlig placering av rotzonen var för att öka nedbrytningen i den förorenade jorden. Ingen extra tillförsel av syre behövdes då. Under saneringen följdes tillväxten av träden. Dels studerades stamhöjd och trädkronans tillväxt, men även rötternas utbredning genom kamerabevakning i 20 titthål i marken. 88 procent av träden överlevde i första stadiet och då återplantering skett en gång på de områden där träden dött fick man 99 procents överlevnad. Grundvattennivån i området sjönk efter att popplarna etablerats och projektet innebar en förkortad halveringstid för petroleumprodukterna och de klorerade lösningsmedlen som förorenat jorden. (McLinn et al. 2001)

APG Cleanup

I USA har det gjorts ett försök med fytoremediering av ett område som förorenats då kemiska vapen och avfallslösningar bränts i gropar. Denna behandling av avfallet har lett till höga halter av bly, arsenik och 1,1,2,2-tetrakloretan i marken. På området planterades därför 200 stycken hybridpopplar, samt även en del inhemska arter. Dessa planterades på 1,5-2,4 meters djup, vilket är djupare än normalt, för att rötterna skulle få möjlighet att nå ner till grundvattnet. Uppskattningar gjordes att upp emot 60 kemiska föreningar bröts ned med hjälp av träden och att ytterligare nedbrytning var främjad av den biologiska aktivitet som trädets rötter gynnar. (Plummer 2002)

Hur lång tid saneringen kommer att ta är inte klart ännu, men fytoremediering är en teknik som tar tid. Det var dock den enda metod som lämpade sig för det här området. Tidigare har försök med pumpning

av grundvattnet gjorts men fytoremediering visade sig fungera bäst. Ytterligare träd planterades under 2001 och 2002 och det rörde sig då om inhemska tallar och ekar (Plummer 2002).

D. Rhizofiltrering

Rhizofiltrering är en metod där man använder växter och deras rötter att ta upp föroreningar från vatten. Föroreningarna kan tas upp eller bindas till rötterna. Rötterna kan även påverka vattenlösningen så att föroreningarna fälls ut (Suthersan 2002). Vattenmassorna kan antingen förvaras i dammar eller bevattnas på planterade områden. I dammar kan både akvatiska och terrestra växter användas. De terrestra växterna har oftast en större förmåga att ta upp ämnen än vattenväxter, men de kan då behöva hjälp från flytanordningar (Prasad och Freitas 2006). Vid bevattning av odlade områden kan exempelvis poppel eller salix vara att föredra då dessa har en stor transpiration och mer vatten kan därmed tillföras utan risk för avrinning från området. Rhizofiltreringsdammar kan både användas in situ, med hjälp av inplantering av växter i en förorenad damm eller vattendrag och ex situ, i en konstgjord damm eller tank (Prasad och Freitas 2006).

Generellt gäller att rhizofiltrering är en bra metod att använda då det rör sig om stora vattenvolymer med en låg föroreningskoncentration (mikrogram per liter). Främst har rhizofiltrering använts för metaller men även för radionukleider (Pivetz 2001).

D1. Fördelar med rhizofiltrering

- Till skillnad från fytoextraktion kräver rhizofiltrering ingen större translokation av föroreningarna till skotten, då hela växten lätt kan skördas och tas omhand.
- Föroreningarna tas direkt från en vattenlösning, vilket innebär att en större del av ämnena är biologiskt tillgängliga, till skillnad från upptag från jord, då största delen av föroreningarna kan vara hårt bundna till partiklar.
- Både terrestra och akvatiska växter kan användas vilket ökar valmöjligheten.
- Systemet kan utformas på olika sätt, dels in situ och dels ex situ, vilket gör det lättare att anpassa till enskilda projekt.
- Eftersom de flesta studier av växters förmåga till fytoremediering görs i näringslösningar i laboratorier, stämmer förhållandena för rhizofiltrering i fält bättre överens med dessa försök, än vid jämförelse mellan laboratorieförsök och odling i mark.

D2. Nackdelar med rhizofiltrering

- pH i vattnet kan behöva regleras kontinuerligt för att ett optimalt upptag ska kunna ske (EPA 2000).
- Eftersom flödes hastigheten måste kontrolleras krävs ett noggrant konstruerat system (EPA 2000).
- Växterna, speciellt terrestra, kan behöva odlas i näringslösning i växthus innan de kan planteras ut (EPA 2000).
- En regelbunden skörd av växtligheten krävs (EPA 2000).
- Vädret kan komma att påverka ett våtmarkssystem. Eftersom ettåriga växter dör under vintern och lövträd tappar sina blad, påverkas upptaget av vatten och föroreningar mycket.

D3. Ämnen lämpliga för rhizofiltrering

De föroreningar som lämpar sig för rhizofiltrering är först och främst metaller och hydrofoba organiska föroreningar (Suthersan 2002). Även vatten förorenat med uran kan saneras med hjälp av rhizofiltrering (Dushenkov et al. 1997).

D4. Växter lämpliga för rhizofiltrering

Terrestra växter

Salix och poppel

Salix och poppel kan med fördel användas inom rhizofiltrering. De har långa rötter som kan växa i vattenmättad jord och har förmåga att ta upp mycket stora volymer vatten (Carman 2001). Just *salix* och hybridpoppel är vanliga vid bevattning med lakvatten från deponier, samt vid bevattning med avloppsvatten (Avfall Sverige 2007, Waldemarson 2007).

Sareptasenap

Sareptasenaps (*Brassica juncea*) rötter kan effektivt ta bort tungmetaller från en vattenlösning, vilket medför att det är en lämplig växt för rhizofiltrering. Koncentrationer på 14 procent bly i torkad *sareptasenap* uppmättes av Dushenkov et al. (1995).

Då bly avlägsnas från en vattenlösning med hjälp av *sareptasenap* sker det med hjälp av tre olika mekanismer (Dushenkov et al. 1995):

- Absorption via rötterna, vilket utgör den snabbaste mekanismen.
- Biologiska processer som intracellulärt upptag följt av translokation till skotten.
- Utfällning av blyjoner till olösliga blyfosfater vilket sker med hjälp av ämnen som utsöndrats från växtens rötter.

Solros

Dushenkov et al. (1997) odlade solrosor (*Helianthus annuus L.*) i flytanordningar för att rena ett avloppsvatten från en uranbearbetningsindustri. Solrosorna var tillräckligt effektiva på att ta upp och ackumulera uran för att nivåerna skulle komma under 20 µg/l. Eftersom den största delen av uranet ansamlades i rötterna skördades växterna och ersattes varannan vecka. Solrosorna tog upp dubbelt så mycket vid pH 5 som vid neutralt pH. (Dushenkov et al. 1997)

Övriga

Ett japanskt gräs (*Zoysia japonica* Steud.) visade sig ackumulera 6 procent bly och den i Norden vanliga rödvenen (*Agrostis tenuis* Sibth.) visade sig uppnå hela 17 procent bly av torrvikten (Dushenkov et al. 1995).

Akvatiska växter

Andmat (*Lemna minor*) kan ta upp en rad olika metaller. Vid en studie av järn, koppar, zink, mangan, krom och bly kunde ett upptag på mellan 78 och 99 procent av metallerna ses. 50 g andmat hölls under försöket i 5 liter vatten med 1 mg/l av varje metall under 15 dagar. Upptaget visade sig vara som störst under den första timmen, vilket innebär att om andmat används vid sanering av dessa metaller bör utbyte av biomassan ske regelbundet (Miretzky et al. 2004).

D5. Genomförande av rhizofiltrering

Vid rhizofiltrering är det viktigt att kontrollera pH så att det är optimalt för upptag av föroreningar. Rätt flödes hastighet och koncentration av föroreningarna är viktigt för att saneringen ska ge önskad effekt.

Om det rör sig om rhizofiltrering i en damm kan växterna först odlas i en näringslösning i ett växthus och när ett tillräckligt rotsystem utvecklats kan de planteras ut i systemet (Suthersan 2002). Detta gäller framför allt terrestra växter (Prasad och Freitas 2006). Saneringsmetoden kräver också att växtligheten skördas emellanåt (Prasad och Freitas 2006).

I Sverige är det vanligt att lakvatten från deponier används för att bevattna olika växtsystem. Vid sådan bevattning är det mycket viktigt att växterna har en optimal tillväxt. Om träden tar skada och får en mindre tillväxt innebär detta en minskad transpiration och man riskerar avrinning eller infiltration av förorenat vatten i marken.

Salixodlingar på en del deponier i Sverige har visats ha uppenbara tillväxtproblem, vilket kan bero på högt pH. Vid pH över 6,5 har växter svårt att ta upp viktiga spårämnen som bland annat fosfor, järn och nickel, även om dessa ämnen finns i vattnet eller marken (RVF 2006). En annan orsak till tillväxtproblemen kan vara att kvävehalten i lakvattnet är hög. Detta kan ge en relativ brist på övriga näringsämnen, till exempel olika spårämnen, i jämförelse med kvävet. Bevattningen i sig kan också leda till att spårämnen tvättas ur marken. För att lösa problemen bör man antingen minska kvävebelastningen eller öka tillgängligheten av spårämnen.

Svenska Renhållningsverksföreningen (RVF) har utfört en studie på hur salixplantornas vitalitet kan förbättras genom markbehandling med träflis, barrträdsbark, kompost, avloppsslam och kopparsulfat. Man såg då att kompost uppblandad med träflis och bark sänkte pH, tillförde spårämnen, reducerade kvävehalten och förbättrade markstrukturen så att tillväxten och vattenavdunstningen ökade (Avfall Sverige 2007).

För rening av lakvatten i markbaserade växtsystem har SWECO VIAK publicerat en manual (Hasselgren och Lundström 2003). Likaså är även en manual publicerad för användning och behandling av avloppsvatten och slam i en salixodling (Hasselgren och Lundström). Denna manual kan vara av intresse då man överväger att bevattna sitt fytoremedieringsområde med avloppsvatten eller slam som näringskälla, men också generellt då man planerar att använda sig av salix vid fytoremediering.

Skörd

Vid användning av flytväxter eller terrestra växter med flytanordningar kan hela biomassan avlägsnas då växtens rötter mättats på föroreningar (Suthersan 2002). Är växterna däremot rotade i våtmarks- eller bevattningsområden, kan man tillämpa samma metoder för skörd som vid fytoextraktion. Då avlägsnas endast biomassan ovan jord. Salix kan skördas var tredje till femte år och då lämpligen under vintern när marken är frusen (Dimitriou och Aronsson 2005).

Hantering av biomassan som produceras under ett rhizofiltreringprojekt beror till stor del på vilka föroreningar och koncentrationer biomassan är kontaminerad med. Dels kan biomassan skördas och torkas för att sedan förbrännas, deponeras eller syrabehandlas för omhändertagning av metaller. Om det rör sig om upptag av organiska ämnen eller överflödiga näringsämnen är det möjligt att föroreningarna bryts ner i växten (Carman 2001) och det avfall som bildas behöver då inte klassas som farligt. Organiska föroreningar i biologiskt material kan sönderdelas under upphettning vid förbränning.

D6. Tidigare studier av rhizofiltrering

Uran

Vid en uranbearbetningsindustri i Ashtabula, Ohio, USA, odlades solrosor (*Helianthus annuus L.*) i flytanordningar i förorenat vatten. Solrosorna kunde ackumulera så pass mycket uran att nivån minskade 40 gånger till under 20 µg/l, vilket är den högsta tillåtna koncentrationen i vatten som släpps ut (Dushenkov et al. 1997). 30 µg/l är det riktvärde som gäller för uran i dricksvatten i USA sedan 2003, medan WHO rekommenderar som mest 15 µg/l (SGU 2007).

Även flödes hastigheten visade sig vara avgörande för hur mycket uran som kunde avlägsnas. Den högsta flödes hastigheten som gav en acceptabel urannivå var cirka 1 liter per minut. Om denna hastighet överskreds, eller om koncentrationen av uran var högre än 1 000 µg/l kunde inte den önskade nivån på under 20 µg/l uppnås, trots en hög ackumulering (Dushenkov et al. 1997). Den största delen av uranet ackumulerades i rötterna, därför skördades hela växten och ersattes med nya plantor varannan vecka (Dushenkov et al. 1997).

Bevattning med förorenat vatten

Användning av salix inom rhizofiltrering har förekommit under flera år i Sverige, men det har då i första hand gällt bevattning med avloppsvatten för upptag av näringsämnen. Detta innebär att metoder redan är utvecklade kring plantering, bevattning och skörd av salix, vilket i stor grad underlättar införandet av rhizofiltreringsanläggningar för förorenat vatten. Likaså har salix använts mycket som en energiskogsgröda. Då det även inom denna typ av odling är viktigt med så mycket biomassa per area som möjligt kan samma tillvägagångssätt tillämpas inom fytoremediering. Samma standard för exempelvis radbredd och vattentillförsel kan användas i samtliga fall och därmed kan salix i rhizofiltreringsodlingar skördas med samma maskiner som vid energiskogsodling (Rosenquist 2007).

Rhizofiltrering kan även användas vid behandling av lakvatten från deponier. Salix planteras på eller i närheten av deponin och bevattnas sedan med syresatt, förorenat vatten. Om salix planteras på området kommer även lakvattenmängden att minskas på grund av trädens stora evapotranspiration. Vid bevattning kan farliga ämnen tas upp av växtsystemet och i vissa fall, som med till exempel ammonium- eller organiska föreningar, utnyttjas de som kvävekälla. Idag finns det cirka 20 områden som behandlar lakvatten från deponi på detta vis. Högbysörp, utanför Stockholm, är ett exempel på en lokal där Ragnsells Avfallsbehandling AB bevattnar salix med cirka 2-3 mm vatten dagligen (Dimitriou och Aronsson 2005).

Under somrarna i Sverige bevattnas timmerupplag med stora mängder vatten för att förhindra skador på träd. Detta vatten innehåller höga halter av näring och naturliga organiska ämnen. Vid Heby sågverk används årligen 60 000 m³ vatten till detta ändamål som därefter samlas upp för bevattning av ett hektar energiskog. Under varje växtsäsong gavs skogen 4 000-4 500 mm motsvarande 33-38 mm per dag. Detta är en mycket hög bevattningshastighet och en minskning till 10-20 mm per dag ökade både biomassaproduktionen och näringsupptaget. (Dimitriou och Aronsson 2005)

Vid bevattning av salixodlingar med förorenat vatten bör inte alltför stora mängder vatten ges. Detta kan i så fall leda till avrinning från området eller infiltrering ner till grundvattnet. Likaså bör tillförseln av vatten stängas av eller minskas vid kraftiga regn, då även detta kan leda till ytavrinning (Hasselgren 2002). Hasselgren (2002) bevattnade inte sin anläggning under de kallaste månaderna på året eftersom växternas upptag av vatten upphör då bladen fällt.

Då salixodlingen bevattnades med 4-6 mm avloppsvatten per dag verkade biomassaproduktionen vara maximal och vid större mängder som 6-8 mm per dag kunde en försämring av tillväxten ses (Hasselgren 2002). Den mängd vatten som bör tillföras är därför mycket viktigt att bestämma, och kan komma att variera med typ av växt, klimat, hur mycket och vilka föroreningar och näringsämnen som vattnet innehåller. Då näringsämnen finns i tillräcklig mängd i avloppsvattenanläggningar är det istället vatten som är den begränsade faktorn för biomassaproduktion för salix (Lindroth och Båth 1999).

Då Lindroth och Haldin (1998) simulerade avdunstning av vatten från ett salixbestånd i södra Sverige fann de att den motsvarar ungefär 700 mm per säsong. Eftersom nederbörden i södra Sverige varierar mellan 350-550 mm/säsong är det tydligt att salixodlingar tål och även mår bra av bevattning (Lindroth och Båth 1999).

En del förorenade vattenmassor kan vara mycket näringsfattiga och näring kan därför behöva tillföras för att uppnå en hög biomassaproduktion. Om möjligt skulle då odlingen kunna bevattnas med både förorenat vatten och avloppsvatten, vilket skulle kunna leda till att växternas näringsbehov tillgodoses.

Våtmarker

Det finns två olika typer av konstruerade våtmarker, dels med vattenflödet ovan mark och dels under. System med flödet under markytan bygger på att vattnet rinner genom ett permeabelt material, som grus eller sand. I och med att det inte finns en öppen vattenyta minskar problem med lukt som annars kan förekomma i förorenade områden (ITRC 2001).

I våtmarker kan växterna dessutom syresätta bottensediment, vilket leder till en ökad nedbrytning i rhizosfären. Det kan även ske fytoackumulering eller fytodegradering så att föroreningshalten i vattnet

minskas. En återkommande skörd av växtligheten kan komma att behövas i ett våtmarkssystem, eventuellt även muddring för att avlägsna slam (ITRC 2001).

Våtmarkerna kan både innehålla terrestra och vattenlevande växter (Christensen-Kirsh 1996 in ITRC 2001), vilket ger en rad olika växter att välja mellan.

Dammförsök med andmat

Andmat har visat sig vara bra på att ackumulera krom från vatten (Staves och Knaus 1985) och kan därför användas vid rhizofiltrering. I studien jämfördes upptaget av krom av kupandmat (*Lemna gibba*), stor andmat (*Spirodela polyrhiza*) och korsandmat (*Spirodela punctata*), samt hur detta varierade med olika koncentrationer och olika tidsintervall. Tillväxten av andmat är normalt mycket stor vilket gör att den är lämplig för fytoremediering. Tillväxten avtog med en högre kromkoncentration. Vid låga koncentrationer, mindre än 1 ppm krom var de tre arterna lika effektiva i upptag, vid 10 ppm var upptaget i kupandmat och korsandmat signifikant högre än för stor andmat och slutligen vid koncentrationen 20 ppm var upptaget störst i korsandmat, följt av stor andmat och kupandmat. Studien visar att andmat kan ackumulera krom så att koncentrationen i växten blir flera tusen gånger så höga som i omgivande vatten.

D7. Exempel på sanering med rhizofiltrering

Ammunitionsfabrik i Milan, Tennessee.

På en lokal i USA är grundvattnet förorenat med sprängämnen och försök har gjorts med två olika saneringsmetoder vilka båda bygger på rhizofiltrering med hjälp av våtmark. Dels studerades en lagun med ytvatten och dels en täckt grusvåtmark.

Projektet inleddes med att olika makrofytter (stora vattenväxter) testades för att undersöka deras förmåga till upptag av 2,4,6-Trinitrotoulen (TNT) och Royal Demolition Explosive (RDX).

Lagunen bestod av två delar, med samma volym, som var kopplade i serie. De planterades med borstnate (*Potamogeton pectinatus*) och vattenpest (*Elodea*) samt *Heteranthera dubia* och slingelväxten *Myriophyllum aquaticum* som inte finns i Sverige.

Grusvåtmarken bestod av två seriekopplade bäddar, varav den första var anaerob och den andra aerob. En kolkälla tillfördes den anaeroba delen för att öka tillväxten av mikroorganismer. De båda delarna planterades med rörflen (*Phalaris arundinacea*), kalmus (*Acorus calamus*) samt *Scirpus cyperinus* och *M. aquaticum*.

Under saneringsperioden renades 24 600 m³ grundvatten i de båda systemen och vattnets uppehållstid var ungefär fem dygn i varje system. Grussystemet visade sig vara mest effektivt och TNT och RDX bröts ned så att alla mål uppfylldes utom under de kallaste månaderna på året. Lagunsystemet visade sig nå under den önskade nivån för TNT under de 50 första dagarna, medan den önskade koncentrationen för den totala mängden av nitroföreningar inte uppnåddes. I lagunsystemet var det svårt att behålla växtligheten, vilket antogs bero på som hagelstormar och grodyngelinvasion (Carman 2001, U.S. Army 2003).

Avloppsreningsverk i Kågeröd, Svalövs kommun, Skåne



Figur 7. Salixodlingen i Kågeröd i Svalövs Kommun som bevattnas med kommunalt avloppsvatten. (Foto: Matilda Svensson)

I det skånska Kågeröd i Svalövs kommun tillämpas rhizofiltrering sommartid för att ta hand om näringsämnen i det kommunala avloppsvattnet. Salixodlingen är 11 ha stor och bevattnas dagligen under perioden från den 10 maj till 20 oktober med 4-5 mm vatten (LindoffCommunications 2004, Rosenquist 2007). Denna typ av avloppsvattenrening ger en rad olika fördelar (Tabell 6). Vid denna salixodling avlägsnas i första hand näringsämnen, dock kan samma metod tillämpas på vatten innehållande även andra föroreningar

Tabell 6. Fördelar med odling av salix för rening av avloppsvatten (LindoffCommunications 2004).

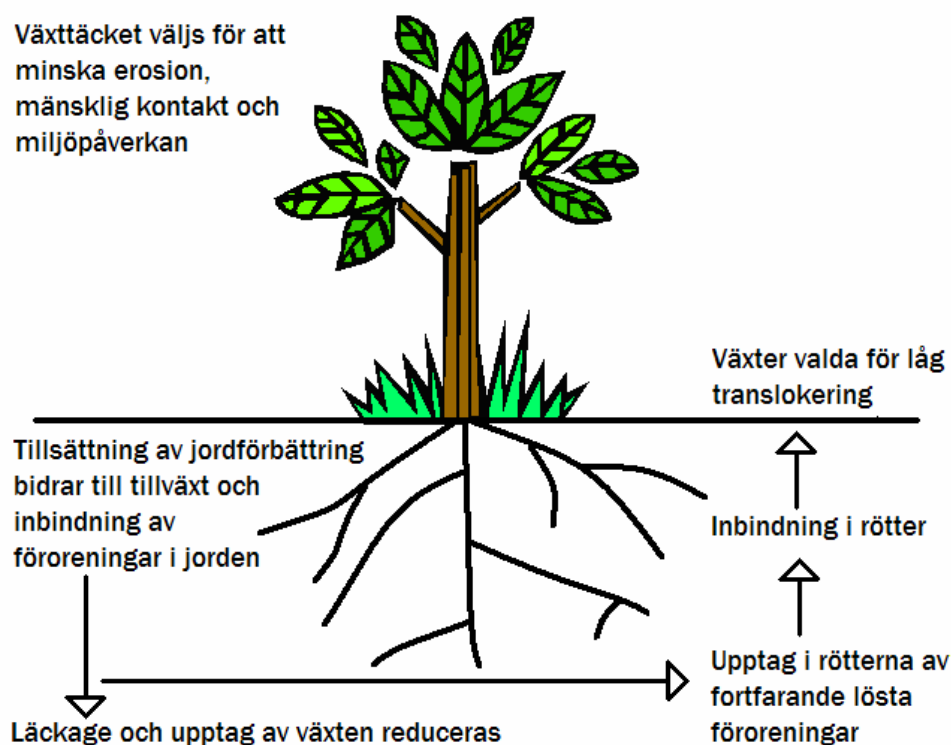
Ersättning av handelsgödsel
Sparad mängd fällningskemikalier
Minskad kemslamproduktion
Minskat elbehov - Ingen omrörning i flockningssteget under bevattningsperioder - Mindre luftning och pumpning av slam
Minskad drivmedelsanvändning - Färre vägtransporter med kemikalier och slam
Ökad medvetenhet om resursåtervinning och kretsloppsteknik bland allmänheten
Minskat utsläpp av näringsämnen till recipienten

Bevattning med lakvatten från deponi

NÅRAB, Norra Åsbo Renhållnings AB, har valt att plantera hybrid asp på ett område kring sitt avfallsupplag. Området bevattnas med lakvatten som först renats biologiskt i en SBR-anläggning (Satsvis Biologisk Reaktor). Hybridasp valdes eftersom området är kuperat med stora stenblock vid ytan vilket gör salix svårskördad. Även ungefär hälften av själva avfallsupplaget bevattnas också med lakvatten och denna yta är täckt med gräs. NÅRAB har även ett område med salix, samt ett med lövskog, till största delen bok, som bevattnas med lakvatten. Årligen kontrolleras vegetationen på samtliga områden så allt står rätt till. På samma sätt kontrolleras också grundvattnet under de bevattnade ytorna (Waldemarson 2007).

E. Fytostabilisering

Fytostabilisering innebär att växtlighet används för att täcka en förorenad yta så att föroreningarna hålls kvar. Växterna motverkar erosion och läckage genom att skydda mot väder och vind samt genom att förändra jordens sammansättning. Växterna kan även stabilisera genom att föroreningar fälls ut inom rotzonen, att föroreningar adsorberas på, eller absorberas och ackumuleras i växternas rötter (Figur 8) (Suthersan 2002).



Figur 8. Översiktsbild över fytostabilisering (modifierad från Cunningham et al. 1995).

Det finns två olika syften med fytostabilisering, dels att immobilisera föroreningar i jorden och dels stabilisering genom att erosion och läckage minskas via inplantering av växter (Carman 2001).

Organiska och oorganiska föroreningar bildar diverse kemiska föreningar i biologiskt aktiva jordar. Många av dessa föreningar minskar biotillgängligheten och därmed också risken för läckage. De mekanismer som bidrar till den minskade biotillgängligheten kan till exempel vara;

- att organiska ämnen binder in till lignin eller humus;
- att metaller bildar ett skikt med järnhydroxid eller järnoxid utanpå jordpartiklar;
- att molekyler fastnar i små hålrum i jorden.

Dessa mekanismer är en nackdel vid annan fytoremediering, men utnyttjas istället vid fytostabilisering för att göra föroreningarna än mer svårtillgängliga och därmed minska riskerna relaterade dem (Cunningham et al. 1995).

Fytostabilisering sker genom att växterna förändrar mikrobiologin och markkemin i rotzonen eller att föroreningarna i rotzonen förändras. Till exempel kan ämnen eller koldioxid som utsöndras från rötterna (exsudat) förändra pH. Växter påverkar även rörlighet och löslighet av metaller och organiska ämnen i marken (Salt et al. 1995). Växterna kan även minska föroreningarnas mobilitet genom att

förändra vattnets rörelse i marken, och att binda in lösa rester av ämnet i rötterna (Cunningham et al. 1995).

Fytostabilisering kan vara ett bra alternativ vid områden med övergivet gruvavfall. Växligheten får då hjälp att komma tillbaka och erosionen minskas, vilket annars normalt bidrar till spridning av föroreningar i ett gruvområde (Suthersan 2002). Trots att användningen av fytostabilisering är mer utbredd för metaller skulle metoden även kunna användas för organiska föroreningar (Cunningham et al. 1995).

De förorenade jordarna är ofta växtmässigt av dålig kvalitet och bör då behandlas för att underlätta för växtligheten. Tillförsel av jordförbättring kan också vara bra i syfte att stabilisera. Alkaliserande ämnen, fosfater, organiskt material och godkänt avloppsslam kan tillsättas för att göra metallerna mindre lösliga (Suthersan 2002). Humus, torv, gödsel och kompost kan tillföras för att öka halten organiskt material (Suthersan 2002).

Alkaliserande ämnen är bra eftersom de flesta tungmetallers mobilitet minskar med ett högre pH (Brady och Weil 2002). Exempel på sådana ämnen är kalk och gips (Suthersan 2002). Bly binder in till lermineral och organiskt material vilket minskar biotillgängligheten för växternas rötter (Kumar et al. 1995). Fytostabilisering är mest lämplig på stora områden bestående av relativt orörliga material. Det får gärna vara mark med högt organiskt innehåll och grov struktur (Cunningham et al. 1995).

E1. Fördelar med fytostabilisering

- Jorden behöver inte tas bort från området.
- Lägre kostnader och mindre störningar på ekosystemet jämfört med konventionella metoder.
- Ekosystemets återhämtning förbättras då marken täcks med växter.
- Deponering av farligt avfall eller biomassa är ej nödvändigt (EPA 2000).

E2. Nackdelar med fytostabilisering

- Föroreningen finns fortfarande kvar. Det krävs även framtida övervakning av området för att förhindra att läckage sker.
- Marken kan behöva mycket näring och annan behandling.
- Upptag av metaller och translokation i växten måste undvikas.
- Utsöndring av ämnen i rotzonen, föroreningsnivåer och jordförbättring måste övervakas för så att inget läckage sker.
- Eftersom fytostabilisering inte tar bort föroreningarna från området, bör det ses som en tillsvidarelösning (EPA 2000).

E3. Ämnen lämpliga för fytostabilisering

Områden förorenat med gruvavfall är lämpliga för fytostabilisering. Den största anledningen till detta är att metallerna i marken inte kan brytas ner och en konventionell sanering istället endast leder till att problemet förflyttas till en annan plats. Exempel på föroreningar som fytostabiliserats är arsenik, koppar, kvicksilver, zink, krom och bly (Pierzynski et al. 1994 i EPA 2000, Salt et al. 1995, Hawley et al. 2004, Wang et al. 2005).

E4. Växter lämpliga för fytostabilisering

Poppel och olika gräs har använts vid fytostabilisering (Smith och Bradshaw 1979, Pierzynski et al. 1994 i Carman 2001).

E5. Genomförande av fytostabilisering

Vid fytostabilisering av ett förorenat område lämnas föroreningarna kvar på platsen. Det är därför viktigt att övervaka området efter att projektet inletts för att kontrollera att inget läckage uppstår.

E7. Exempel på sanering med fytostabilisering

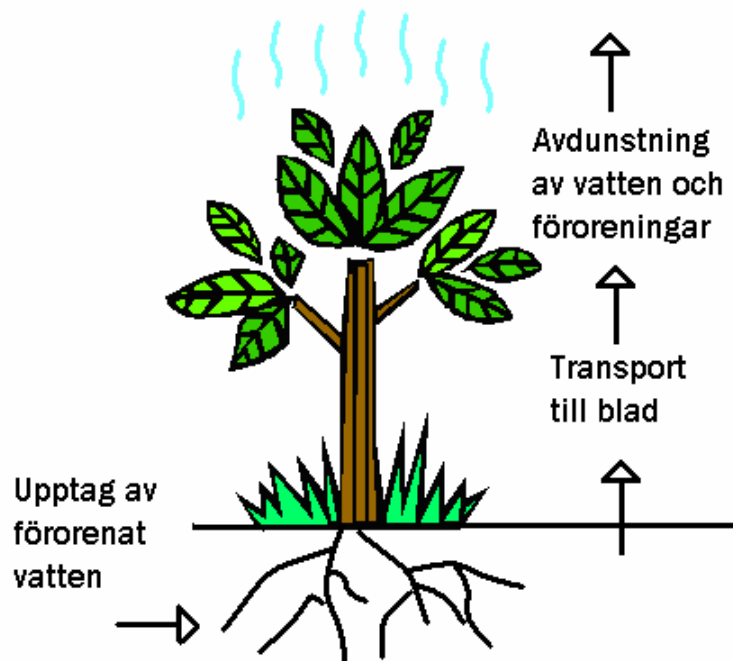
Fytostabilisering av arsenik och kadmium i Whitewood Creek, South Dakota

Vid Whitewood Creek i South Dakota finns gruvavfall innehållande 1 250 mg/kg arsenik och 9,4 mg/kg kadmium. Marken i området är relativt sur och har ett pH mellan 3,9 och 5,4 (Pierzynski et al. 1994 in Carman 2001).

För att minska spridningen av föroreningarna planterades 3 100 stycken hybridpopplar längs med Whitewood Creek. De planterades i olika områden innehållande varierande koncentrationer av avfallsprodukten. Av dessa områden bestod ett av 100 procent gruvavfall, ett av 50 procent avfall och återstående hälft av mineralet vermiculit och sedan även ett område bestående av endast torv, motsvarande noll procent gruvavfall. Sticklingarna gavs näringstillskott och rotade sig. Det tog längre tid för rötterna att utvecklas i området med 100 procent gruvavfall. Då popplarna vuxit till sig togs prov på blad, stam och rot. Analyserna visade att inga signifikanta halter av arsenik och kadmium hade ackumulerats. Detta tyder på att poppel kan odlas på gruvavfall för att stabilisera, utan att påverkas i större utsträckning (Pierzynski et al. 1994 i Carman 2001).

F. Fytoavdunstning

Fytoavdunstning, eller fytovolatilisering som det också kallas, är en typ av fytoremediering där föroreningen tas upp av växten och sedan avdunstar vid transpirationen. Föroreningen kan både avdunsta i sin ursprungsform eller i formen av en metabolit, vilket betyder att det finns en koppling mellan fytoavdunstning och fytodegradering. Fytoavdunstning används främst på förorenat grundvatten, men kan även användas på förorenad mark, sediment och slam (EPA 2000).



Figur 9. Översiktsbild över fytoavdunstning (modifierad från ITRC 2001).

F1. Fördelar med fytoavdunstning

- Föroreningarna kan omvandlas till metaboliter som är mindre giftiga, som elementärt kvicksilver.
- Föroreningarna och dess metaboliter som kommer ut i atmosfären, kan utsättas för mer effektiv nedbrytning. Ett exempel på detta kan vara nedbrytning som startas med hjälp av ljus, så kallad fotolys (EPA 2000).

F2. Nackdelar med fytoavdunstning

- Föroreningar eller toxiska metaboliter (som till exempel vinylklorid från TCE) kommer ut i atmosfären och ofta flyttar man bara problemet från en plats till en annan.
- Föroreningar eller farliga metaboliter kan ackumuleras i vegetationen och överföras till exempelvis frukt och timmer (EPA 2000).

F3. Ämnen lämpliga för fytoavdunstning

Ämnen som är lämpliga för fytoavdunstning måste dels lätt tas upp av växten i fråga, dels lätt kunna transporteras från rot till stam, skott och blad och även kunna avdunsta till atmosfären från växten.

Organiska ämnen

Avdunstning är med ganska hög sannolikhet en viktig process för organiska ämnen med hög vattenlöslighet och högt ångtryck (Collins et al. 2006). Burken och Schnoor (1998) undersökte hur organiska föroreningar med olika kemiska egenskaper togs upp i och transpirerades från hybridpoppel i hydrokultur. I studien såg man att upptaget i växten till största del berodde på hur hydrofobt ämnet var och att om ämnet avdunstade eller inte, berodde på hur flyktigt ämnet var. De ämnen som transpirerade i denna studie hade en Henrys konstant (H) som låg mellan 0,22 och 0,44 atm m³/mol. Burken och Schnoor (1998) såg även ett tydligt samband mellan hur stor mängd vatten som avdunstade och mängden förorening som transpirerat.

De organiska ämnen där man visat att fytoavdunstning är en lämplig metod för sanering är bland annat TCE, N-nitrosodimetylamin (NDMA) och metyltertiärbutyleter (MTBE) (sidan 49).

Oorganiska ämnen

De oorganiska ämnen som det forskats på inom fytoavdunstning är arsenik, selen och kvicksilver. Metylerade och flyktiga ämnen med arsenik och selen är relativt ofarliga, vilket dock inte är fallet med kvicksilver. Därför har mest möda lagts på arsenik och selen, men man har bara hittat bevis för att fytoavdunstning sker med selen (sidan 48).

F4. Växter lämpliga för fytoavdunstning

I studier av fytoavdunstning har man använt sig av dels poppel (Hong et al. 2001), men även korsblommiga växter (*Brassicaceae*) som till exempel raps och blomkål (Zayed et al. 2000) och örten blålucern (*Medicago sativa*) (EPA 2000).

F5. Genomförande av fytoavdunstning

Vid fytoavdunstning riskerar man att endast flytta föroreningsproblemet från marken till atmosfären eller till det område där föroreningarna sedan deponeras. Därför är det viktigt att man är väl medveten om i vilken fas som föroreningarna kommer att befinna sig i då de avdunstat. Det är därför bra att genomföra laboratoriestudier innan man studerar resultat i fält.

F6. Tidigare studier inom fytoavdunstning

Selen

Ett ämne som lämpar sig för fytoavdunstning är selen (Se). Selen är en ickemetall som på många sätt liknar svavel och är nödvändigt för många organismer men är också giftigt i för höga koncentrationer. Selen förekommer i olika former; selenid (Se²⁻), selen (Se⁰), selenit (Se⁴⁺) och organiskt Se (Zayed et al. 2000). Växter tar bäst upp selen i formerna selenat (SeO₄²⁻), selenit och organiskt selen. Upptaget av selenat och organiskt selen i växter sker aktivt medan selenit tas upp passivt (Abrams et al. 1990, Arvy 1993 i Zayed et al. 2000). Man har också sett att fytoavdunstning är mest effektiv då selen finns i mer reducerad form, som selenit eller organiskt selen jämfört med selenat (Zayed et al. 2000).

Olika växter tar upp och avdunstar selen olika snabbt. Dock verkar familjen korsblommiga växter (*Brassicaceae*) som till exempel raps och blomkål (Nationalencyklopedin 2007b) vara de som avdunstar selen mest effektivt (Zayed et al. 2000).

Fytoavdunstning av selen påverkas av mikroorganismerna i rotzonen. I experiment där man mätt avdunstningen av selen från mark med växter och mikroorganismer, både var för sig och tillsammans, har det visat sig att mikroorganismer i jorden är nödvändiga för en optimal fytoavdunstning (Zayed och Terry 1994).

TCE

Triklöretylen (TCE), även känt som tri, är ett lättflyktigt, klorerat lösningsmedel som använts som avfettningsmedel inom verkstadsindustrin i Sverige (Nationalencyklopedin 2007e).

TCE tas upp av växter och avdunstar därefter till atmosfären. I ett försök med poppel i både hydrokultur och i fält fann Ma och Burken (2003) att koncentrationen av TCE i poppeln minskar uppåt i stammen och ut från centrum av stammen. Detta ledde till slutsatsen att avdunstning av TCE sker dels genom transport till bladen, varefter TCE avdunstar under transpirationen och dels genom att diffusion sker ut ur stammen under transport av TCE upp i växten. Diffusion är den dominerande mekanismen vid avdunstning av TCE. Ma och Burken (2003) fann också att halten av TCE i växten beror dels på koncentration i vattnet som tas upp av poppeln och dels på hur hög transpirationen är. Dessa faktorer leder sammantaget till att fytoavdunstning, vid gynnsamma förhållanden (till exempel att grundvattnet är inom räckhåll för rötterna), är en lämplig saneringsmetod för mark förorenad av TCE.

NDMA

För att se om områden förorenade med N-nitrosodimetylamin (NDMA) och perklorat är lämpliga att sanera med fytoremediering, undersökte Yifru och Nzengung (2006) hur dessa ämnen togs upp i salix och hybridpoppel i hydrokultur. NDMA bildas då vatten renas med klorin eller monokloramin. NDMA och perklorat används under produktion av raketbränsle och förekommer därmed ofta tillsammans på förorenade platser. Yifru och Nzengung fann att NDMA tas upp passivt av växter. Eftersom NDMA oftast rör sig genom växten och avdunstar utan att binda in och eftersom det är flyktigt (Henrys konstant är $0,143 \text{ atm m}^3/\text{mol}$ (25°C)) är NDMA lämpligt att sanera med fytoavdunstning. Perklorat utsattes däremot för nedbrytning i rotzonen (så kallad rhizodegradering). Dock kan perklorat även avges via fytoavdunstning, vilket då är den aktuella mekanismen innan en lämplig bakteriekultur för nedbrytning av perklorat vuxit till i rotzonen. Yifru och Nzengung kom fram till att fytoavdunstningen av NDMA inte påverkades av att det även fanns perklorat i rotzonen.

MTBE

Yu och Gu (2006) studerade om tårpil (*Salix babylonica* L.) tog upp metyltertiärbutyleter (MTBE) från hydrokultur. MTBE används som en oktantalshöjande komponent i bensin (Nationalencyklopedin 2007c) och utgör ett problem där läckage av bensin skett. MTBE har väldigt hög löslighet i vatten och hamnar därför snabbt i grundvattnet efter utsläpp. MTBE är svårnedbrytbart i mark, men är desto mottagligare för fotolys (Hong et al. 2001). Det har ett $\log K_{OW}$ på 1,14 och ligger därmed inom det intervall av K_{OW} där ämnen lätt tas upp av växter. Henrys konstant är $0,0005 \text{ atm m}^3/\text{mol}$ (25°C) för MTBE vilket betyder att det är ett flyktigt ämne (Hong et al. 2001). Yu och Gu (2006) kom fram till att tårpil kan extrahera och avdunsta MTBE från hydrokultur och att fytoavdunstning är den enda relevanta saneringsmetoden inom fytoremediering för MTBE.

F7. Exempel på sanering med fytoavdunstning

Område förorenat med MTBE i Houston, Texas

På ett område med en grundvattenplym förorenad med MTBE gjorde Hong et al. (2001) ett försök med fytoavdunstning. Området behandlades fram till fytoremedieringen med ett konventionellt pump- och behandlingssystem. Detta ersattes med ett system av växter som ska fungera på motsvarande sätt genom att sänka grundvattennivån på området, och därmed inte bara förhindra att MTBE rör sig med grundvattnet utan även ta upp föroreningen och avdunsta den så att den lättare utsätts för fotolys. Poppelskotten planterades i 3 decimeter breda hål på ett djup mellan 1,8 och 2,7 meter. Hålen fylldes sedan med en blandning av 40 procent gödsel och 60 procent sand. Mätningar under det första året visade på en bra tillväxt av popplarna och ett högt vattenupptag. Vattenupptaget beräknades till 15 liter per poppel och dag i juni 1998 fem månader efter plantering. De fina rötterna, som är ansvariga för vattenupptaget, nådde ned till zonen för kapillärvatten på tre meters djup.

Hong et al. (2001) gjorde också en modellering på vattenbalansen på området. De kom då fram till att den totala mängden vatten som togs upp av växterna var 2 800 kubikmeter per år samtidigt som den totala mängden vatten som kom in på området (nederbörd och grundvatteninflöde) var 1 100 kubikmeter, vilket ledde till ett underskott på 1 700 kubikmeter per år.

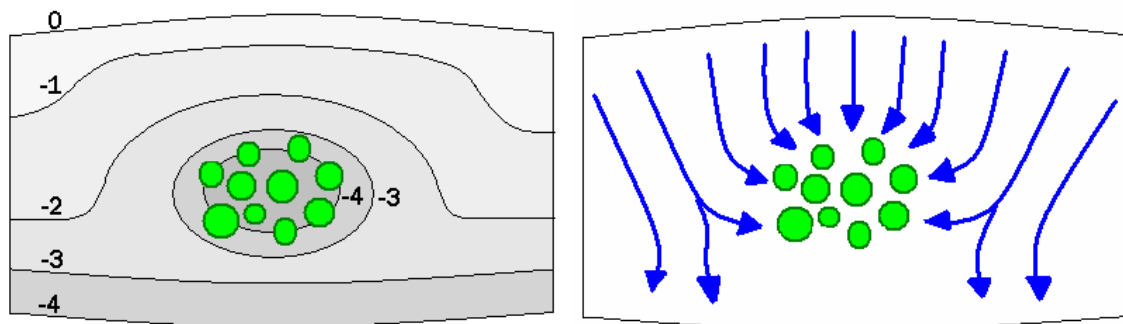
G. Hydraulisk kontroll

Hydraulisk kontroll bygger på att förorenat grundvatten, markvatten eller ytvatten pumpas uppåt av växter så att spridningen av en förorening minskas eller kontrolleras (EPA 2000). Detta sker då växter tar upp stora mängder vatten via rötterna och sedan avdunstar det från bladen (Schnoor 2002).

För att uppnå detta kan träd planteras på det förorenade området, eller som en barriär mellan området och till exempel ett vattendrag som man vill minska läckaget av förorenat vatten till.

Växternas höga transpiration sänker grundvattennivån lokalt, varpå det förorenade vattnet i marken strömmar inåt mot planterings mitt. På så vis kommer läckaget av föroreningarna till omgivande områden att minska (Figur 10). Vid plantering av träd längs med ett vattendrag kommer trädens transpiration att minska volymen förorenat vatten som når bäckfåran (ITRC 2001).

De föroreningar som påverkas är dels de som finns inom rotzonen, men också de som påverkas av rötterna. Grundvatten utanför rötternas räckvidd kan påverkas då växtens upptag av kapillärvatten skapar ett undertryck som får det förorenade grundvattnet att stiga lokalt upp i kapillärerna. (EPA 2000)



Figur 10. Hydraulisk kontroll med hjälp av träd (i centrum av bilderna) sett uppifrån. Den vänstra bilden visar förändringen av grundvattennivån och den högra hur grundvattnets flödesvektorer påverkas genom hydraulisk kontroll (modifierad från ITRC 2001).

G1. Fördelar med hydraulisk kontroll

- Träd kan till skillnad från konventionella pumpar tillgodogöra sig vatten även från mark med låg permeabilitet eftersom vegetationen då växer in i de isolerade porerna och på så sätt når vattnet (Carman 2001).
- Växters rotsystem kommer i kontakt med en större jordvolym än ett konventionellt pumpsystem (EPA 2000).
- Genom hydraulisk kontroll kan man minska spridningen av föroreningar, även om de inte är i direkt kontakt med rötterna.
- För hydraulisk kontroll krävs inget upptag i växterna, utan endast en stor transpiration, vilket underlättar valet av växter.

G2. Nackdelar med hydraulisk kontroll

- Det krävs ett relativt stort område för att kunna plantera tillräckligt många växter för att få en effektiv hydraulisk barriär.

- Det tar tid för träden att etablera sig. De måste utveckla djupa rötter och en stor biomassa innan de kan fungera effektivt.
- Klimatet kan påverka effektiviteten så att den varierar med årstiden.
- Grundvattennivån kan komma att variera och det krävs växter som tolererar att rötterna befinner sig i vattenmättad mark.
- Upptag av grundvattnet begränsas av rötternas djup.
- Transpirationen från växter är i dag ej känd i detalj och effektiviteten kan därför variera (ITRC 2001).

G3. Ämnen lämpliga för hydraulisk kontroll

Denna metod kan användas då man har vattenlösliga föroreningar som lätt lakas ur, men som inte finns i fytotoxiska koncentrationer (Suthersan 2002). Eftersom upptag eller translokation i växterna inte krävs för att metoden skall fungera, kan den tillämpas på många olika föroreningar.

G4. Växter lämpliga för hydraulisk kontroll

Salix och poppel

Vanligast är användandet av salix och poppel som är träd med djupgående rötter och som klarar av att växa nere i den vattenmättade zonen (Schnoor 2002). Både salix och poppel har också en stor biomassaproduktion, vilket även det ökar mängden vatten som kan avdunsta.

Volymen vatten som olika träd kan avdunsta varierar mycket i litteraturen. Några av dessa värden har sammanställts i Tabell 7. Det högsta värdet som finns för salix gäller för en varm sommardag och är mer än 19 000 liter vatten per dag och träd. Salix kan transpirera 3 000 liter per träd och år vilket motsvarar cirka 8 liter om dagen. (Schnoor 1997 i Jones Jr, Kommalapati och Constant 2001, Hinchman et al. 1998).

Tabell 7. Mängden vatten som salix och poppel transpirerar per dag.

Växt	Mängd vatten	Källa
Salix	19 000 liter/dag	Hinchman et al. 1998 Gatliff 2000 i Suthersan 2002 Gatliff 1994 i Glass 1999
Salix	3 000 liter/år	Schnoor 1997 i Jones Jr et al. 2001
<i>Salix babylonica</i>	750-3 000 liter/dag	ITRC 2001
Poppel	190-1 350 liter/dag	Gatliff 2000 i Suthersan 2002 ITRC 2001 Carman 2001 Gatliff 1994 i EPA 2000
Hybridpoppel (5 år)	100-200 liter/dag	Stettler 1997 i Newman et al. 1997
Hybrid poppel (5 år)	75-150 liter/dag	ITRC 2001
Kanada poppel (2 år)	7,4-14 liter/dag	ITRC 2001
Poppel (ung)	30 liter/dag	Nelson 1996 i EPA 2000
Freatofyter	750-1 500 liter/dag	Sloan och Woodward 1996 i EPA 2000
Poppel (19 år)	1 350 liter/dag	Vose 1997 i EPA 2000
<i>Populus deltoides</i> (1,5-2 år)	14 liter/dag	Vose 1997 i EPA 2000

Hur mycket olika träd transpirerar är i högsta grad relevant för hydrologisk kontroll, men även för andra typer av fytoremediering. Av det skälet hade det varit intressant om växters transpiration studerats mer ingående, för att man sedan ska kunna göra en säkrare uppskattning av det resultat fytoremediering kan komma att ge.

Gräs

Gräs med täta rotsystem är effektiva på att avdunsta stora mängder porvatten från det övre skiktet av jorden. Detta kan lämpa sig för att täcka över avfall, så kallad fytotäckning, på till exempel deponier (Schnoor 2002) (sidan 57). Detta görs då för att minska mängden vatten som kan laka ur föroreningarna. Samtidigt som växtligheten uppfyller sin täckande funktion kan den också bidra med en ökad rhizosfärdegradering, genom att skapa en bättre miljö för mikroorganismer, eller fytodegradering, genom nedbrytning av organiska föroreningar i själva växten (ITRC 2001).

G5. Genomförande av hydraulisk kontroll

Innan plantering av växter för hydraulisk kontroll är det lämpligt att göra en modellering över grundvattenflödet för att se hur införandet av en sådan skulle kunna påverka grundvattennivåer och flödes hastighet (ITRC 2001).

Vid början av ett saneringsprojekt är varken växternas rötter eller bladverk speciellt välutvecklade. Detta innebär att trädets transpiration och därmed även dess pumpande förmåga är låg. Det kan därför ta några växtsäsonger innan man når det önskade resultatet. Denna etableringsperiod kan minskas genom att man planterar äldre träd, men detta innebär samtidigt en merkostnad.

G6. Tidigare studier av hydraulisk kontroll

Flera olika poppelarter har använts inom en rad olika områden i USA för att behandla förorenat vatten. Det finns minst fem amerikanska företag som arbetar med installering av just hydrauliska kontrollsystem som är baserade på växter (Pivet 2001).

G7. Exempel på sanering med hydraulisk kontroll

Holte gasverk

Gamla gasverk är en relativt vanlig typ av förorenade områden. Där finns föroreningar som cyanid, PAH:er, BTEX, fenoler och tungmetaller (Lokrantz 2005). Eftersom dessa områden ofta ligger centralt i orter, ökar intresset för sanering (Press-Kristensen och Trapp 2003).

I det danska Holte, två mil utanför centrala Köpenhamn, har man valt att använda sig av fytoremediering på ett gammalt gasverksområde. Behovet av sanering är stort eftersom ortens vattenförsörjning är beroende av en akvifer under området vilken är förorenat med cyanid, tjära, fenoler och olja. Man har även hittat låga halter av cyanid i dricksvattnet nära Holte gasverk (Trapp 2007, Linderöth 2007).



Figur 11. Fytoremedieringsparken i Holte, Danmark. (Foto: Matilda Svensson)

Från området avlägsnades 23 000 ton jord, varpå en stor del av föroreningarna fördes bort. Förorenat vatten pumpades också maskinellt upp ur jorden, vilket motsvarar mellan 25 000 och 45 000 m³ per år. (Linderoth 2007). Då jord forslats bort kunde delar av området användas för bebyggelse, och resterande planterades med popplar (Figur 11). Då planteringen även är tänkt att användas som park, täcktes marken till att börja med av ett membran, följt av träflis, för att förhindra människor från att komma i kontakt med de extremt giftiga föroreningarna (Press-Kristensen och Trapp 2003).

2 500 popplar av tre olika arter planterades på en 6 000 m² stor area. Av dessa var tusen hybridpopplar (*Populus trichocarpa x maximoviczii*), 500 gråpopplar (*P. canescens*) och ytterligare tusen *P. robusta*. Poppel valdes för att de tål låga mark-pH, vilket är fallet i Holte. De kan även transpirera stora mängder vatten. Att tre olika arter planterades berodde på att man inte ville riskera att hela odlingen skulle kunna slås ut av sjukdom. Planteringen skedde för hand med hjälp av ett vanligt planteringsrör. Då träden getts en chans att etablera sig gallrades de för att få en lagom stor täthet (Trapp 2007, Herlev 2007).

Popplarna visade sig växa mycket bra, främst på de områden med höga koncentrationer av cyanid och PAH:er. Detta kan bero på att cyanid kan utnyttjas som en kvävekälla, samt att PAH:er antas kunna fungera tillväxtstimulerande för popplarna (Thygesen och Trapp 2002).

Saneringens syfte är i första hand att förhindra läckage av föroreningarna ner till grundvattnet genom hydraulisk kontroll. Att föroreningarna sedan även kan brytas ned av växterna är ytterligare en fördel. En sanering genom växternas upptag av löst järncyanid skulle dock ta mycket lång tid, mer än 100 år (Trapp 2007). I dag nyttjas området som en offentlig park och fyller därmed en funktion samtidigt som saneringen sker.

Projektets totala kostnader kommer att hamna kring cirka 11 miljoner danska kronor. Priset för en traditionell sanering har beräknats till omkring 20 miljoner danska kronor. (Press-Kristensen och Trapp 2003)

Bensinstation i Ohio

Vid ett läckage från en underjordisk bensintank i USA användes poppel för att kontrollera föroreningsspredningen. Främst ansågs poppeln ge en hydraulisk barriär som skyddar mot en spridning av det förorenade vattnet, men också ett upptag och nedbrytning av föroreningarna och en utökad mikrobiell nedbrytning i rhizosfären (Carman 2001).

Under saneringens början gjordes en analys av markens pH, samt näringsinnehåll. Vid planteringen tillfördes ny matjord samt de näringsämnen som analysen visade att området behövde (Carman 2001).

På området sattes främst poppelsticklingar, men del två år gammal poppel med redan etablerade rötter planterades också för att få en tidigare påverkan på grundvattnet. Efter två år kunde man se att grundvattengradienten på området ändrats signifikant och sjunkit med mellan 1 och 1,4 m (Carman 2001).

Träimpregneringsområde i Tennessee

Området utgörs av ungefär 0,8 hektar som förorenats vid kreosotbehandling av järnvägssliprar. Analyser visar att grundvattnet innehåller bland annat BTEX och PAH:er. Vattenbalans och grundvattenflöde i området mättes och beräknades före saneringens start. Därefter planterades över 1 000 hybridpopplar under 1997 och 1998, i diken grävda på området (Carman 2001). Under saneringens gång undersöktes träden och undervegetationen för att notera insektsangrepp, sjukdomar, ändrad färg på bladen, döda grenar och om träden drabbats av torka. Ogräs på området slogs för att minska konkurrensen och näring tillfördes. (Carman 2001)

Efter att systemet installerats minskade den totala koncentrationen av PAH:er med en storleksordning och den horisontella spridningen av det förorenade grundvattnet i området blev mindre och sträckte sig inte längre utanför fytoremedieringsområdet. (Carman 2001)

TCE-förorenat område i Texas

Vid Carswell Air Force Base som ligger i Texas, USA har grundvattnet förorenats med TCE. Man har där valt att använda sig av poppel för att kontrollera och även bryta ner föroreningarna i den grunt liggande akviferen. 660 popplar (*Populus deltoides*, en inhemsk art) planterades på området. Man valde att använda sig dels av ej rotade sticklingar och dels av äldre träd odlade i 20-literskrukor. Popplarna planterades i fält vinkelrät mot grundvattenströmmen. De yngre popplarna planterades uppströms för att det förorenade grundvattnet först skulle passera deras rotzon och därefter de något större trädens rotzon. (EPA 2000)

Sju månader efter planteringen, visade sig vävnad från vissa popplar som planterats utan rötter innehålla TCE. Detta tyder på att även unga träd är kapabla att evapotranspirera TCE efter endast en tillväxtsäsong. Tio månader senare, 17 månader efter plantering hade trädens rötter nått grundvattennivån. Dock var transpirationen ännu inte tillräckligt stor för att hydrauliskt kontrollera föroreningsplymen (EPA 2000).

Det växte sedan tidigare en äldre poppel på området. Detta möjliggjorde en jämförelse mellan unga och äldre popplars påverkan på det TCE-förorenade grundvattnet. Grundvatten som insamlats nära det äldre trädet visade på 80 procent lägre halt av TCE samtidigt som halten dikloretylen (DCE), en nedbrytningsprodukt av TCE, var 100 procent högre (EPA 2000). Detta tyder på en större mikrobiell nedbrytning av föroreningen vid det äldre trädet.

Kostnaderna för genomförandet och utvärderingen av fytoremedieringsprojektet på Carswell Naval Air Station, beräknades till 1,6 miljoner dollar. Detta projekt fordrade många extra analyser, rapporter med mera för att bekräfta att fytoremediering var ett bra val, vilket innebar ytterligare kostnader, som man kan undvika vid efterföljande fytoremedieringsprojekt (EPA 2003).

I USA finns över 900 områden tillhörande flygvapnet som är förorenade med TCE där föroreningarna finns på ett djup mindre än 6 meter (EPA 2000). Fytoremediering skulle alltså kunna tillämpas på ett flertal områden förorenade med TCE bara i USA. TCE finns vid gamla kemtvättar i Sverige

(Fogelström 2002). Det är förbjudet i konsumentprodukter sedan 1993 och har också begränsats kraftigt vid annan användning från och med 1996 (Nationalencyklopedin 2007e).

H. Fytotäckning

Fytotäckning är en täckningsmetod som utnyttjar det faktum att växter tar upp och transpirerar stora mängder vatten. Fytotäckning kan användas till att täcka deponier och därmed minska mängden vatten som når ner till det deponerade materialet, med resultatet att även läckaget av lakvatten minskar.

I Sverige sluttäcker man idag deponier efter principen att täckningen ska skydda miljön mot föroreningar på lång sikt. Man föredrar att det råder syrefria förhållanden i deponin så att metaller binds hårdare till avfallet och risken för läckage minskar. Täckningen skall också förhindra att eventuellt bildad gas inte läcker ut ens på lång sikt. En sådan täckning består av flera olika lager; skyddsskikt, dräneringsskikt, tätskikt, gasdräneringsskikt och utjämningskikt (Rihm 2002).

Ett annat alternativ är att deponin täcks med hjälp av växter, så kallad fytotäckning. Denna typ av täckning skulle kunna användas istället för konventionell täckning, men detta är inte tillåtet i Sverige. För att kunna garantera att täckningen uppfyller alla krav kan man välja att vid sluttäckning av en deponi använda konventionell täckning. Ovanpå täckningen kan man sedan ha vegetation för att minska infiltrationen ner till och då även påfrestningarna på själva täckningen. I Sverige kan fytotäckning istället användas fram till dess att en deponi sluttäckts. Då kan växtskiktet skydda mot infiltrering av stor mängder vatten, men även bidra till en nedbrytning av organiskt material.

Vid fytotäckning förhindrar en kombination av växter med djupa och grunda rötter läckage av vatten till och från deponin genom att ta upp och transpirera vattnet (Carman och Crossman 2000). Precis som en konventionell täckning måste fytotäckning fylla ett antal funktioner. Det ska; isolera avfallet så att ingen kontakt med människor eller vilt sker; minimera infiltration av vatten till avfallet; vara funktionellt så länge som möjligt till så låga underhållskostnader som möjligt; och förhindra större utsläpp av gaser (EPA 2000).

Jorden och rotmattan bildar tillsammans ett magasin där vatten lagras under de perioder på året då transpirationen hos växterna är låg eller då nederbörden är större än transpirationen. Därför är det viktigt att man vid planering av en fytotäckning först gör en vattenbalans för platsen, där inflöde och utflöde balanseras och tjockleken för lagret bestäms så att det kan lagra allt vatten (Carman och Crossman 2000). Även växter, jord och jordförbättringsmedel måste väljas för att ge bästa möjliga resultat. Växterna måste kunna komma åt vattnet som lagras i jord och avfall under deras viloperiod. Vid planeringen måste man även tänka på sluttningar och dränering som behövs för systemet och ifall det finns behov av kontroll av gasbildning och gasutsläpp från deponin.

Fytotäckning kan delas in i två olika typer. Den ena typen är evapotranspirationstäckning, där kombinationen av växter och jord ger ett optimalt upptag och lagring av vatten. Den andra typen är fytoremedieringstäckning, som har samma egenskaper som ett evapotranspirationstäckningen, men växternas rötter når ned i till avfallet vilket ger många fördelar. Till exempel ökar syresättningen av avfallet och olika typer av fytoremediering som rhizodegradering eller fytostabilisering kan bli gällande. Fytoremedieringstäckning gäller generellt för lite äldre fytotäckningar, då rötterna från växttäcknet kunnat breda ut sig (EPA 2000).

H1. Fördelar med fytotäckning

- Konventionella övertäckningar reducerar den naturliga nedbrytningsprocessen i avfallet genom att förändra de biogeokemiska förhållandena. Fytotäckning gynnar istället biologisk aerobisk nedbrytning av avfallet, genom förbättrad rhizodegradering och fytostabilisering (Carman och Crossman 2000). Detta kan leda till att produktionen av skadliga gaser i deponin minskar eller att de skadliga gaserna bryts ned (EPA 2000).
- Passiva utsläpp av gaser kan ske vid fytotäckning, eftersom de är porösa och permeabla för gaser. Konventionella övertäckningar är istället täta och kan behöva invecklade ventilationssystem (Carman och Crossman 2000).

- Fytotäckningar är designade så att växternas rötter ska nå långt ned. I traditionella övertäckningar vill man istället undvika växter med för djupa rötter som kan penetrera täckningen. Man måste också kontrollera att inga djur gräver gångar som kan penetrera lagret. Vid fytotäckning är detta inte något problem, eftersom rötterna når längre än vad djur gräver gångar.
- Träd och de andra växterna i en fytotäckning ger habitat för fåglar och andra djur.
- En fytotäckning står emot erosion från vind och vatten.
- Billigare än konventionell täckning, både för konstruktion och underhåll (Carman och Crossman 2000).

H2. Nackdelar med fytotäckning

- Underhåll och kontrollering av fytotäckning kan krävas för att se att täckningen fyller sin funktion (EPA 2000).
- Naturlig succession av växtsamhället kan leda till att de växter som planterades vid sluttäckningen ersatts av andra (EPA 2000).
- Ytvatten kan följa tomrum som lämnats efter nedbrutna rötter och därmed nå det underliggande avfallet (EPA 2000).
- Växterna i täckningen kan ta upp ämnen från avfallet, vilket, beroende på användningen av växten, kan leda till att skadliga ämnen kommer in i näringskedjan (EPA 2000).
- Eftersom klimatet och andra faktorer varierar måste även formgivningen av fytotäckningen varieras och specialdesignas för varje lokal (EPA 2000).
- Om träd som ingår i fytotäckningen välter vid till exempel hård vind, kan avfall exponeras (EPA 2000).
- Det är svårt att tillvarata eventuell gas från avfallet (EPA 2000).

H3. Ämnen lämpliga för fytotäckning

Om det rör sig om ett evapotranspirationstäckte kommer inte växterna i kontakt med avfallet och man kan då tillämpa denna metod på de flesta föroreningar. Har man ett fytoremedieringstäckte kommer växterna däremot att komma i kontakt med avfallet och detta bör då inte vara fytotoxiskt. Fytoremedieringstäckning är mest lämplig för avfall med organiska föroreningar, vilka då kan brytas ned av växterna och/eller mikroorganismer i rhizosfären samtidigt som deponin skyddas från att stora mängder vatten infiltrerar.

H4. Växter lämpliga för fytotäckning

Poppel och olika typer av gräs är den kombination av växter som använts mest för fytotäckning i USA. En bra sammansättning av växter består av inhemska arter som kompletterar varandra, både över säsong och i utbredning (EPA 2000). I Sverige är det vanligast att man odlar salix på deponier, men det förekommer även gräs och hybridasp.

H5. Genomförande av fytotäckning

Jorden som används för täckningen ska kunna lagra all nederbörd under de perioder då växterna inte tar upp något. Därför bör jorden vara en blandning av lera och silt. Eftersom Sverige har ett relativt fuktigt klimat behöver jordlagret även vara förhållandevis tjockt. Fytotäckning kan användas för de flesta typer av deponier, dock kan växterna påverkas om rötterna når ned i avfall med koncentrationer som är fytotoxiska. De kan också vara känsliga för gas om det handlar om konstant höga nivåer (EPA 2000).

I Sverige förekommer inte att man endast använder sig av fytotäckning, utan alltid i kombination med konventionell täckning. Detta beror på att man inte anser att denna typ av täckning uppfyller alla krav man har på sluttäckta deponier. Det tätskikt som man använder på deponier får i Sverige inte släppa igenom mer än 50 liter per m² och år om deponin tillhör klass 2 och endast 5 liter per m² och år vid klass 1 (Rihm 2002). Klass 1 utgörs av deponier för farligt avfall och klass 2 för icke-farligt avfall.

Då man använder fytotäckning i kombination med konventionell täckning får man en minskad infiltration till det tätande skiktet. Ett sådant system bygger på att avfallet först täckts av ett tätskikt följt av ett skyddsskikt på ca 1,5 m på vilket växter kan planteras (Rihm 2007).

H7. Exempel på fytotäckning

Deponi för kommun- och industriavfall i Tennessee, USA

Mellan 1956 och 1966 användes ett område i Tennessee för deponering av hushålls- och industriavfall. På platsen, som är strax under ett hektar, består jorden av en blandning av lera och silt med inslag av en berggrund av flinta. Platsen är på tre sidor omgiven av en bäck och grundvattendjupet varierar mellan 1,5 och 7,5 meter. Vid riskanalys konstaterades att tallium från tidigare bekämpning av gnagare var den enda oacceptabla risken, trots att det både hittades PAH:er och VOC i mark och grundvatten (Carman och Crossman 2000).

I februari 1998 började förberedelserna för fytotäckning. All befintlig vegetation togs bort. Sandbankar byggdes för att skydda mot vind och vatten under konstruktionstiden. Marken täcktes sedan med ett sex decimeter tjockt lager av träflis, gödsel och jord. Ett år gamla popplar planterades och en grästäckning bestående av rödklöver, rajgräs och havre såddes. (Carman och Crossman 2000)

Kostnaderna för denna anläggning var drygt hälften av vad en konventionell skulle ha kostat, även kostnaderna för underhåll var signifikant lägre. Underhållet består av inspektion av fytotäckningen varannan vecka, slåtter och vattning samt gödning och bekämpning av insekter vid behov (Carman och Crossman 2000).

Deponi i Oregon, USA

Denna deponi ligger inom gränsen för strandzonen till Tualatin River i Oregon. Den användes till både kommun- och industriavfall bestående av bland annat rivningsmaterial och träbitar. Målet med en fytotäckning var att mängden vatten som evapotranspirerar skulle vara större än nederbörden och att samtidigt kunna utnyttja skörden kommersiellt till pappersmassa.

Området täcktes med ett 70 cm djupt lager av jord och planterades sedan med tre olika typer av hybridpoppel. Poppelskotten var antingen 0,6 eller 1,5 meter långa och planterades på ett djup av 0,4 respektive 1 meter.

Under det första året varierade överlevnadsgraden hos de tre arterna mellan 54 och 93 procent. Träden växte till en medelhöjd på två meter och stammarnas diameter var i snitt 1,8 centimeter. Man kunde även se att skotten som var 1,5 meter långa vid plantering var bättre på att hålla jorden torr under längre perioder än skotten som var 0,6 meter vid plantering (Madison et al. 1991 i Carman och Crossman 2000).

Fallstudie

– hypotetisk fytoremediering av BT Kemi

För att utvärdera möjligheten att använda fytoremediering och också för att få en bättre inblick i processen från tanken på sanering med hjälp av fytoremediering, till en avslutad sanering, har BT Kemi-området i Teckomatorp valts som fallstudie.



Figur 12. Flygfotoграфи över BT Kemi-området år 2005 taget västerifrån (Svalövs Kommun 2006).

Historia

1965 började företaget Bönneby & Thurö tillverka bekämpningsmedel i den skånska tätorten Teckomatorp. Vad man inte visste då var att denna fabrik kom att leda till Sveriges största miljöskandal genom tiderna.

Produktionen på BT kemi, som företaget senare kom att heta, bestod i att framställa olika fenoxysyror och klorfenoler. De framställde även färdigprodukter genom att formulera fenoxysyror, klorfenolerna eller annan inköpt aktiv substans. De mest betydelsefulla slutprodukterna var MCPA, MCPP och även 2,4-D (2,4-diklorfenoxiättiksyra) som är en komponent i lövslybekämpningsmedlet hormoslyr (Bevmo och Englov 2004).

Det första problemet som uppenbarades var den stank som fördes med vinden från fabriken och in över tätorten. Känsliga personer blev sjuka av kemikalierna och rädslan i Teckomatorp växte. Fabriken var dock en verksamhet som gav många jobb i området och flera var därför beroende av att den tilläts stanna kvar.

Då det sedan stod klart att företaget under en tid tillbaka grävt ner tunnor med misslyckade satser och överblivna produkter på fabriksområdet, närmade sig slutet för BT Kemi. Efter avslöjandet beslutade BT Kemis ledning att tunnorna skulle grävas upp och sade sig omhänderta 150-180 fat och dunkar. Enligt andra uppgifter rörde det sig dock om betydligt fler fat, snarare 400-500 stycken, varav de flesta var krossade och sönderrostade. De förorenade jordmassorna i fatens närhet transporterades sedan till det norra området. (Bevmo och Englov 2004)

Tabell 8. Ämnen som bedöms finnas i sådana halter på BT Kemi-området att de innebär en hög påverkan på mark och grundvatten (Bevmo och Englov 2004).

Ämnesgrupp	Ämnen	I processen
Fenoxisyror	MCPA: 2-metyl-4-fenoxiättiksyra MCPP/Mekoprop: 2-metyl-4-klor-fenoxipropionsyra 2,4-D: 2,4-diklor-fenoxiättiksyra 2,4-DP/Diklorprop: 2,4-diklor-fenoxipropionsyra 2,4,5-T: 2,4,5-triklor-fenoxiättiksyra 2,4,5-TP: 2,4,5-triklor-fenoxipropionsyra	Fenoxisyror framställdes i fabriken i Teckomatorp. 2,4,5-TP producerades inte i någon större utsträckning.
Klorfenoler	2-klorfenol 3-klorfenol 4-klorfenol 2,4-diklorfenol 2,5-diklorfenol 2,6-diklorfenol 2,4,5-triklorfenol 2,4,6-triklorfenol	2,4-diklorfenol framställdes i fabriken av klor och fenol och användes i sin tur sedan som utgångskemikalie vid framställningen av fenoxisyrorna 2,4-D och 2,4-DP. 2,4,5-triklorfenol var en inköpt råvara som användes vid framställning av 2,4,5-T. 2,4,6-triklorfenol framställdes i fabriken och såldes sedan som träsnyddsmiddel.
Klorkresoler	4-klor-o-kresol	4-klor-o-kresol användes vid framställningen av MCPA och MCPP.
Dinoseb	dinitrobutylfenol	Framställdes i fabriken av butylfenol, salpetersyra och svavelsyra. Fick då surt vatten som neutraliserades med kalkmjölk, varpå en fällning, så kallat processkalk uppstod.
Dioxiner		Dioxiner producerades inte i fabriken, dock har man påvisat dioxiner på området.

De föroreningar som finns på området i dag är främst fenoxisyror som nämnts tidigare, men även klorkresoler, som användes vid framställning av bland annat fenoxisyrorna MCPA och MCPP, och klorfenoler som gav till exempel 2,4-D. Även ämnet dinoseb (dinitrobutylfenol) framställdes vid anläggningen och finns därmed i markerna (Tabell 8).

1976 började installationen av ett dräneringssystem för att hindra att den närliggande Braån förorenades ytterligare. Då detta arbete fortsatte sommaren 1977, fann man ytterligare 200 nedgrävda tunnor och fat. För att ytterligare skydda Braån installerade man en bentonitskärm och en skyddsvall under de kommande åren. Bentonitskärmen skapades genom att bentonitlösning injekterades i perforerade rör i marken närmst Braån (Bevmo och Englov 2004).

Företaget gick sedan i konkurs under 1977 och undslapp därmed i princip all kostnad för saneringen. Saneringen under slutet av 70-talet och början av 80-talet bestod främst i rivning av fabriksbyggnaden på den södra sidan om järnvägen, varefter de förorenade massorna flyttades till den norra sidan. Därav är det idag främst det norra området som kommer att saneras (Bevmo och Englov 2004).

BT Kemi-området i dag

Under hösten 2007 inleddes det som man hoppas är den slutgiltiga saneringen av det före detta BT Kemi-området. Man kommer då att gräva upp och termiskt behandla cirka 45 000 ton jordmassor. Jorden kommer att fraktas till Holland för att genomgå sanering och kommer därefter att användas som utfyllnad (Jönsson 2007). Groparna i Teckomatorp kommer att fyllas igen med fyllningsmassor och hela det norra området ska täckas med en meter matjord som därefter planteras för att få en trevlig park (Svalövs Kommun 2006).

Den totala kostnaden för BT Kemi-skandalen uppskattas till ungefär 200 miljoner, varav den pågående saneringen står för 100 miljoner kronor (Svalövs Kommun 2006).

Sedan 1982 har lakvatten från området pumpats till reningsverket i Landskrona för att hindra att föroreningarna annars läcker ut i Braån. Denna pumpning kostar i dag cirka 750 000 kr per år (Bevmo 2007).

Fytoremediering på ett område som BT Kemi

Detta arbete har, förutom sammanställningen av en rapport, även inneburit fältförsök med salix och poppel, se del två av arbetet. Detta fältförsök har gett oss en inblick i vad man bör ha i åtanke vid ett beslut att använda fytoremediering. Nedan diskuteras hur ett område som BT Kemi skulle kunna saneras med hjälp av växter.

Användning av beslutsträd

Av en rad olika anledningar anser vi inte att BT Kemi-området är lämpligt för sanering genom fytoremediering. En av dessa anledningar är tidsbristen. Området har varit förorenat och obrukbart i 30 år och man anser nu att detta är ett kapitel i Teckomatorps historia som måste avslutas.

Sanering av området har även påbörjats enligt konventionella metoder, vilket medför att fytoremediering räknas bort. Därför vill vi istället tänka att de resultat som denna fallstudie ger, skall kunna tillämpas på andra områden förorenade med liknande föroreningar. Då kemikalier av de typer som användes och tillverkades på BT kemi har hanterats på en rad olika platser, allt från sågverk och lantbruk till mellanlagring och försäljningsställen av produkterna, är denna typ av förorenade områden vanlig.

Ett hypotetiskt område av samma karaktär som det i Teckomatorp används nu som exempel då beslutsträdet som presenterades på sidan 16 går igenom.

Tidsbegränsning

Hur snabbt saneringen måste avslutas är ett viktigt ställningstagande som måste göras. Rör det sig om en öde tomt som ligger avsidet och utan planer på bebyggelse kan tiden som saneringen får ta vara längre än om det rör sig om ett centralt område där byggnader redan är projekterade. Om området kan nyttjas under tiden som saneringen sker, kan antagligen en längre tidsperiod tillämpas. Exempel på hur detta skulle kunna ske visas vid Holte gasverk i Danmark (sidan 53). Där är saneringsområdet en offentlig park, samtidigt som träden stabiliserar och bryter ned föroreningarna. Om tiden för saneringen då inte verkar vara begränsad, leds vi till nästa fråga i beslutsträdet.

Föroreningarnas vertikala placering

På området ligger föroreningarna på ett djup på ner till fyra meter. Därför bör man i första hand välja växter med längre rötter, till exempel träd som salix och poppel. Trots att dessa träd kan få rötter som når ner till fyra meters djup, kan man inte räkna med att rotvolymen på dessa djup är speciellt stor. Därför kommer påverkan på jorden från utökad rhizodegradering att vara lägre på de större djupen. Föroreningarna som ligger djupt kommer därför främst att påverkas genom hydraulisk kontroll. Växternas stora transpiration får därmed föroreningarna att hållas kvar på området och inte lakas ur och transporteras till den närliggande Braån.

Då föroreningarna även finns på ett sådant djup att de direkt kan komma i kontakt med växternas rötter blir följande fråga i beslutsträdet angående föroreningarnas skadlighet för växterna relevant.

Fytotoxicitet

För att följa upp frågan om fytotoxicitet i beslutsträdet studeras inledningsvis de föroreningar som finns på området. För att avgöra om de kan ge skador på växtligheten bör man veta vilken typ av föroreningar det rör sig om, samt deras kemiska egenskaper och i vilka halter de finns på området. I Tabell 9 nedan listas de ämnen som finns på BT Kemi-området samt några av deras kemiska egenskaper.

En bra metod för att avgöra föroreningars fytotoxicitet är att utföra ett transpirationstest. Då odlas växterna i en hydrokultur med olika föroreningskoncentrationer. Ju mer skada en växt tar av föroreningarna, desto mindre transpirerar den. På så vis kommer det att återstå mer vätska i den behållare där en växt som visade toxiska effekter fanns (Trapp et al. 2000, Trapp 2004).

I studien på BT Kemi gjordes en provodling i tre olika jordar, dels en kontrolljord, en medelförorenad jord och även jord som antogs innehålla mycket höga halter av föroreningarna (Del 2). Den mest förorenade jorden motsvarade halter som kommer att skickas på termisk behandling i Holland, medan den medelförorenade jorden motsvarar föroreningsnivåer som tillåts stanna kvar i jorden på BT Kemi-området efter att saneringen avslutats.

Provodlingen visade inte på att föroreningarna i någon av jordarna nådde fytotoxiska koncentrationer. Detta kan dock bero på att föroreningarna lakats ur den använda jorden, föroreningshalterna var där under detektionsgränsen på de analysmetoder som användes. Följaktligen kan fortfarande de verkliga halterna i marken på området ge fytotoxiska effekter. Detta skulle alltså behöva undersökas vidare innan saneringen påbörjas.

Tabell 9. log K_{OW} och Henrys konstant för de föroreningar som finns på BT Kemi-området.

Ämnen	log K _{OW}	Henrys konstant
2-klorfenol	2,15	5,59·10 ⁻⁷
4-klorfenol	2,39	5,92·10 ⁻⁷
2,4-diklorfenol	3,06	3,5·10 ⁻⁶
2,6-diklorfenol	2,75	2,7·10 ⁻⁶
3,4-diklorfenol	3,33	3,1·10 ⁻⁷
2,4,5-triklorfenol	3,72	1,6·10 ⁻⁶
2,4,6-triklorfenol	3,69	2,6·10 ⁻⁶
4-klor-o-kresol	2,63	1,1·10 ⁻⁶
MCPA	2,68	4,0·10 ⁻¹⁰
MCPP (mekoprop)	2,99	1,82·10 ⁻⁸
2,4-D	2,81	8,6·10 ⁻⁶
2,4-DP (dikloroprop)	3,13	1,22·10 ⁻⁸
2,4,5-T	3,31	<9,4·10 ⁻¹¹
2,4,5-TP (fenoprop)	3,80	-
Dinoseb (DNBP)	3,14	5,04·10 ⁻⁴
dioxiner (TCDD)	7,48	

Nedbrytning i marken

Efter frågan om fytotoxicitet i beslutsträdet handlar nästa nedbrytning av föroreningar.

De föroreningar som finns på ett sådant djup att de skulle kunna påverkas av växternas rotzon tror vi dock skulle kunna få en ökad nedbrytning genom rhizodegradering. Till exempel kan fenoxisyror brytas ned av mikroorganismer i jord och vatten utan att ge upphov till farliga restprodukter (Nationalencyklopedin 2007a)

Ett komposteringsförsök genomfördes av VIAK 1976 med jord från BT Kemi-området. Vid försöksperiodens slut efter 55 dagar sågs en reduktion av föroreningar på mellan 70 och 99 procent. Högst reduktionsgrad uppvisade klorkresoler och fenoxisyror medan 2,4,5-triklorfenol bröts ned sämst (VIAK 1976b i Bevmo och Englov 2004).

Då IVL utförde ännu ett komposteringsförsök visade sig fenoxisyrorna brytas ned till 90 procent, klorkresolerna till 80 procent och klorfenolerna mellan 20 och 90 procent (bäst för 2,4,6-triklorfenol och sämst för 2,4,5-triklorfenol) (IVL 1978 i Bevmo och Englov 2004).

Sanchez et al. (2004) har studerat nedbrytning av klorfenol av tidigare oexponerade skogsjordsbakterier i laboratorium och kunde då se en 50 procents nedbrytning på 30 dagar.

Dessa studier tyder på att även klorkresoler och klorfenoler kan brytas ned mikrobiellt. Som föroreningarna ligger i dag på BT Kemi-området tar detta dock väldigt lång tid.

Stabilisering av området

Om föroreningarna inte tas upp av växterna och inte heller utsätts för någon större nedbrytning i rhizosfären kan man överväga att låta området fytostabiliseras. På BT Kemi-området skulle detta i princip motsvaras av hydraulisk kontroll. Detta då man främst vill minska läckaget av förorenat grundvatten till Braån. En minimering av erodering av jorden är också önskvärd. Salix och/eller poppel bör därför planteras och även gräsarter om så behövs för att binda jorden mellan trädplantorna.

Upptag i växterna

Vidare i beslutträdet finns en fråga som berör huruvida det kommer att ske ett upptag av föroreningar i växterna. Som visas i Tabell 9 har merparten av föroreningarna ett log K_{OW} som är över 1 och under 3,5, detta medför att möjlighet för upptag finns. I en laboratoriestudie visades ett upptag av 2,4-diklorfenol, halterna var dock relativt låga (Ucisik et al. 2007). För att följa upp detta laboratorieförsök gjordes ett fältförsök med befintlig förorenad jord och även förorenat lakvatten.

Dioxinerna, som enligt Tabell 9 har ett log K_{OW} på 7,48 kommer med största sannolikhet inte att kunna tas upp och ackumuleras av växterna då deras affinitet för jordpartiklar är för stor. Dioxinerna bedöms dock inte vara något egentligt problem på BT Kemi-området.

Metaboliter i växterna

Huruvida föroreningarna kommer att brytas ned till ofarliga metaboliter eller bara lagras för att sedan vid förmultning bli biotillgängliga är svårt att avgöra. I detta fall har vi ett flertal ämnen och dessa kan delta i en rad olika mekanismer i växterna. Man vet dock att då det rör sig om ämnen som kan nyttjas som energi i växten kommer en nedbrytning och förbrukning av föroreningarna att ske.

Ackumulering av föroreningar

I beslutsträdet tas även frågan om ackumulering av föroreningar upp. Eftersom metaller är grundämnen är de det främsta exemplet på ämnen som inte kan fytodegraderas. Då de tas upp av växten kan de istället i vissa fall ackumuleras så att en koncentration högre än den i marken, kan nås. På BT Kemi-området är dock metaller inget problem. Antimon är den enda metall som kan ha tillförts området från produktionen, men i låga halter. Detta gör att sanering av antimon inte prioriteras, varmed fytoextraktion inte blir aktuellt.

Koncentrationen i växten

Även om organiska föroreningar inte tas upp i koncentrationer som medför lönsamhet för fytoextraktion sker fortfarande ett upptag och man bör överväga om halten föroreningar i växterna är accepterbar. Koncentrationen kan inte vara högre än att växten tål det. Kommer halterna att innebära

skador eller en minskad tillväxt? Halterna bör också studeras utifrån omgivningens perspektiv; kan de innebära fara för djur som betar; och kan till exempel lövfällning innebära en spridning av föroreningarna?

Transpirering av föroreningar

Om växter tar upp föroreningar och framförallt om det sker translokation av ämnena till de yttre delarna av bladen och stam, finns möjlighet att de kommer att avges till atmosfären. Om så är fallet bör man överväga hur stora mängder som kan tänkas avges och om föroreningarna kan leda till skada, antingen i atmosfären eller då de deponeras.

Slutsats

Efter att ha följt beslutsträdet kan man slutgiltigt säga att föroreningar på ett område som BT Kemi-området kommer att påverkas av växtlighet på en rad olika vis. Flera olika metoder av fytoremediering kommer att påverka ämnena. Dels kommer hydraulisk kontroll att ske, speciellt vid plantering av träd som salix och poppel, vilka har visats ha en stor transpiration. Dels kommer rhizodegradering att ske i trädens rotzon och upptag av föroreningar i själva växten. Halterna som tas upp är, enligt fältstudien på området, dock för låga för att fytoextraktion ska kunna tillämpas. Men en fytodegradering skulle fortfarande ske och om man väljer att odla energiskog på ett sådant förorenat område kommer halterna i marken att långsamt sjunka samtidigt som det huvudsakliga syftet uppfylls i produktion av energi.

Olika metoder för en hypotetisk lösning

På ett område som BT Kemi skulle man kunna använda sig av fytoremediering på en rad olika sätt. Man skulle dels kunna använda sig av enbart fytoremediering, men även fytoremediering i kombination med konventionella metoder. Genom att först avlägsna de mest förorenade jordmassorna, så kallade "hot spots", blir risken för fytotoxiska koncentrationer lägre och själva fytoremedieringen går snabbare. Nedan ges några exempel på hur sanering med fytoremediering skulle kunna tas i uttryck.

Bevattnings – rhizodegradering – hydraulisk kontroll

På BT Kemi-området har det redan gjorts försök med rhizofiltrering. Korgvide/salix (*Salix viminalis*) planterades och bevattades med lakvatten från området. Studien visade att om det planterade området utökades skulle allt dräneringsvatten som i dag pumpas till Landskrona istället kunna användas för att bevattna detta område (Larsson 1999). Då salixen kommer att behöva skördas med jämna mellanrum skulle den överblivna biomassan kunna förbrännas och nyttjas som energi (Larsson 1999).

Eftersom salix enligt Larsson (1999), och både salix och poppel enligt vår studie på området (Del 2), klarar av bevattning med dräneringsvattnet från BT Kemi-området, skulle dessa träd kunna odlas i en del av området och bevattas med det förorenade dräneringsvattnet. Dessa arter är också lämpliga eftersom de har djupgående rötter och klarar av att växa i vattenmättad mark, vilket är bra då grundvattennivån kan komma att variera på området.

Bevattningen kan antingen kombineras med konventionella saneringsmetoder, eller med fytodegradering. Salix och/eller poppel kan då planteras på hela ytan för att ge en ökad rhizodegradering och en del av detta fält kommer då att tillföras lakvatten. Den bevattade ytan bör begränsas till ett hektar. Anledningen till att endast en del av området bevattas och inte hela är att en stor tillförsel av vatten kan minska tillväxten av rötterna och därmed göra att de inte når lika djupt.

Om hela området planteras med salix eller poppel är sannolikheten stor att växternas transpiration kommer att ta hand om stora delar av vattnet i marken och därmed minska den mängd vatten som måste pumpas upp för att hindra föroreningsspridning till Braån. Det kommer alltså att uppstå hydraulisk kontroll, vilket medför en minskad föroreningsspridning med grundvattnet.

Då djupa rötter och stor biomassa tar tid att utvecklas, rekommenderas att pumpningen av dräneringsvatten till Landskrona fortsätter tills det att träden etablerats ordentligt. Därefter kan pumpningen avlutas eller minskas för att endast användas vid kraftig nederbörd.

Rhizodegradering

De framtida planerna för BT Kemi är att området ska kunna fungera som en park. Beroende på vilken typ av park det rör sig om, skulle fytoremediering kunna tillämpas under tiden som området nyttjas.

I en park finns det stor risk att djur och människor kan komma i kontakt med jorden. Det är inte heller att rekommendera att hela ytan täcks med en meters lager av matjord, eftersom det då blir svårare för växterna att nå ner till föroreningarna. I Holte (sidan 53) har man valt att täcka jorden med en duk och därefter barkflis, en metod som även skulle kunna tillämpas på ett område som BT Kemi.

Eftersom träd har djupa rötter är det främst de som planteras. Parken blir då mer lik en skog och för att få mer öppna ytor kan man lämna områden öppna i centrum eller uppströms, sett ur grundvatten gradientens perspektiv.

Fytoremediering kan användas på detta vis både i kombination med och utan användning av konventionella saneringsmetoder. Hur man väljer att göra beror mycket på föroreningsituation och budget för saneringen. I detta fall är området mycket platt och det finns även rivmassor nedgrävt på området, så markberedning kan behövas både för att få en god tillväxt och för att få området lite trevligare. Om man då väljer att gräva i jorden och även transportera bort massor, som då kommer att klassas som farligt avfall, kan man även avlägsna "hot spots".

Hydraulisk barriär

Om man vid en konventionell sanering avlägsnar den största delen av föroreningarna kan fortfarande ett skydd för Braån vara att rekommendera. Istället för att pumpa lakvatten till ett reningsverk eller ett område för bevattning, skulle en hydraulisk barriär kunna användas. Växter med hög transpiration och djupa rötter kan då planteras som en ridå längs med Braån. Då deras rötter getts tid att utvecklas kommer de att minska avrinningen av förorenat vatten från området och ut i ån.

Förkortningar och förklaringar

2,4-D	2,4-diklorfenoxiättiksyras. Ett växtbekämpningsmedel.
Bioackumuleringsfaktor BCF	Förhållandet mellan koncentrationen i växten genom koncentrationen i mark. Om BCF är större än 1 innebär detta att det sker en ackumulering av föroreningarna i växten.
Bioremediering	Sanering med hjälp av mikroorganismer som bryter ner föroreningarna.
BTEX	Står för bensen, toluen, etylbensen och xylen. Alla dessa föreningar kan finnas i bensin.
Bulkjord	Omgivande jord.
DDE	Diklordifenyldikloretylen eller 1,1-diklor-2,2-bis(4-klorfenyl)eten, en biologisk nedbrytningsprodukt av DDT.
DDT	Diklordifenyltrikloretan eller 1,1,1-triklor-2,2-bis(4-klorfenyl)etan. lanserades 1942 som insektsbekämpningsmedel och medförde bl.a. att malaria nästan kunde utrotas i tropikerna. DDT är dock persistent i naturen, anrikas i näringskedjorna och har därför vållat skador hos fåglar och däggdjur. Besprutning med DDT förbjöds i Sverige och många andra länder i början av 1970-talet.
Dinoseb	Dinitrobutylfenol. Användes tidigare som insekts- och ogräsbekämpningsmedel. Förbjöds i Sverige 1978.
DTPA	Dietylentriaminpentaättiksyras. $C_{14}H_{23}N_3O_{10}$ En ligand som kan ses som en utökad EDTA molekyl.
EDDS	En ligand som är en strukturisomer till EDAT.
EDTA	Etylendiamintetraättiksyras. $C_{10}H_{16}N_2O_8$. En kelatbildare.
Effektivt rotdjup	Djup där rottätheten är större än $0,1 \text{ cm rot/cm}^3$ (Karlson et al. 2001).
EPA	Environmental Protection Agency. USA:s federala naturvårdsverk.
Exsudat	Ämne som utsöndras från en växt till dess närmiljö.
Fenoxisyras	En grupp av ämnen som används som växtbekämpningsmedel. Flera är numera förbjudna att använda. Fungerar som ett tillväxthormon för växterna som då växer ihjäl. I denna grupp ingår bland annat klorerade fenoxiättiksyror.
Fotolys	Nedbrytning av ett ämne genom en fotokemisk reaktion
Freatofyt (phreatophytes)	Terrestra växter som kan växa i vattenmättad jord, till exempel arter inom släktena <i>salix</i> och <i>populus</i> .
Fytoremediering	Även kallat fytosanering. Sanering av förorenad mark eller vatten med hjälp av växter som kan ta upp, bryta ned, avdunsta, öka nedbrytningen av eller kontrollera föroreningar.
Fytosanering	Se fytoremediering
Fytotoxiskt	Giftigt för växter.
Grundvatten	Vatten i den del av jorden eller berggrunden där hålrummen är helt vattenfyllda.
HEDTA	$C_{10}H_{18}N_2O_7$. En kelatbildare.
Henrys konstant	<i>H</i> . En dimensionslös konstant som ger ett mått på ett ämnes flyktighet.
Hormoslyr	Varumärkesnamn på flera olika kommersiella preparat som användes inom bl.a. skogsbruket för lövslybekämpning. Verksamma substanser var olika klorerade derivat av fenoxisyror. Hormoslyr är förbjudet i Sverige sedan 1977.
Hydrofil	En term som används om ämnen som växelverkar attraktivt med vatten. I allmänhet är ett hydrofilt ämne därför vattenlösligt. Oftast beror de hydrofila egenskaperna på att vattenmolekyler kan bindas till elektriskt laddade eller polära grupper på molekylerna med bland annat vätebindningar. Motsatsen till hydrofob.
Hydrofob	En term som används om ämnen som repelleras från en vattenfas. Motsatsen till hydrofil.

Hydrokultur	Odling av växter i en näringslösning.
Hyperackumulerare	Växter som kan ackumulera mycket höga halter av metaller i biologiskt material ovan jord.
Invasiv art	Invaderande art. En icke inhemsk art som tar över i ett ekosystem.
Isomer	Kemiska föreningar med samma molekylformel fast deras struktur skiljer sig åt vilket ger dem olika egenskaper.
Kapillärvatten	Vatten som med hjälp av kapillära krafter binds i marken eller andra porösa medier. Vattnet hålls kvar i porer genom ytspänningen mellan vatten och luft, vilket medför att de binds hårdare ju mindre porerna är.
Kelat	Ett metallkomplex bestående av en centralt placerad metallatom bunden i en stor molekyl, en ligand, med en cyklisk eller ringformad struktur.
Kelatbildare	Se ligand.
Klorfenol	Klorerade derivat av fenol som används som bekämpningsmedel samt till framställning av klorerade fenoxiättiksyror.
Klorkresol	C_7H_7ClO . Används vid framställning av fenoxisyror.
K_{ow}	Fördelningskoefficienten för ett ämnes fördelning mellan en oktanolfas och en vattenfas vid jämvikt och en given temperatur. Då oktanol är ett organiskt lösningsmedel liknas det ofta med biologiskt material. K_{ow} kan därför användas för att avgöra var föroreningar kommer att hamna i naturen, om de till största delen finns i en vattenfas eller om de binder in till partiklar och organiskt material.
Kärlväxter	Sammanfattande benämning på växter med ledningsvävnad.
Ligand	En jon eller molekyl som kan binda till en centralatom i en komplex kemisk förening så att en kelat bildas.
Lipofil	Fettlös, jmf hydrofob.
$\log K_{ow}$	10-logaritmen av K_{ow} .
Makrofyt	En större vattenväxt. Kan vara kärlväxter (t.ex. bladvass, starrar, bredkaveldun, jättegröe och säv), men också vattenmossor (t.ex. näckmossa) samt större alger (särskilt inom gruppen brunalger).
Markvatten	Vatten som förekommer i markens omättade zon (jmf grundvatten).
MCPA	$C_9H_9ClO_3$. Herbicid, som är en fenoxisyra.
MCPP	$C_{10}H_{11}ClO_3$. Även kallad Mekoprop. Herbicid, som är en fenoxisyra.
MTBE	Metyltertiärbutyleter ($CH_3)_3COCH_3$. En kemisk förening som fått stor teknisk betydelse som oktantalshöjande komponent i motorbensin i stället för de tidigare använda blyföreningarna.
Mykorrhiza	Ett slags samliv mellan svampars mycel och växters rötter. Förhållandet är i de flesta fall en symbios, men kan ibland beskrivas som parasitism. Växten ger svampen kolhydrater och får då närsalter och vatten samt i vissa fall även ett bättre skydd mot sjukdomar. Mycelet kan också fungera som en utvidgning av rotsystemet och därigenom effektiviseras växtens näringsupptag.
NDMA	N-nitrosodimetylamin, en industriell biprodukt.
NTA	Nitilotriacetat. En kelatbildare.
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten, en grupp av ämnen som bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material. PAH:er avger en stark lukt.
PCB	Polyklorerade bifenyler, organiska föreningar som framställs genom klorering av bifenyl. PCB har sedan 1920-talet använts som isolatorvätskor i transformatorer och kondensatorer, som mjukgörare i plaster och som tillsatsmedel i hydrauloljor, smörjoljor, färg, fogmassor och självkopierande papper. I Sverige totalförbjöds PCB 1978.
Perklorat	Salter av perklorosyra som ofta är explosiva. Används dels som medicin men även i raketbränsle och fyrverkerier.
Rhizodegradering	Den nedbrytning som sker i rotzonen.

Rhizosfär	Alternativ: Se sidan 11 ovan. Även kallad rotzon och utgörs av den del av marken som är direkt påverkad av en växts rot. Detta område kan variera mellan 1,5 mm och 9 mm från roten och utåt. Rotzonen har speciell mikroflora och mikrofauna, som är beroende av de organiska ämnen som avges av roten, bl.a. genom sönderfallet av celler från rotmossa och rothår
Rhizosfäreffekt	Växternas rötter utsöndrar ämnen i rotzonen som kan nyttjas av mikroorganismer till näring. Detta medför att ett betydligt större antal bakterier finns i rotens omedelbara närhet än i omgivande bulk jord.
Rotzon	Se rhizosfär.
TCE	Triklloretylen, även kallat tri. Klorerat lösningsmedel som på senare tid huvudsakligen använts inom verkstadsindustrin för avfettning. Förbjudet i konsumentprodukter i Sverige sedan 1993.
Tensiometer	Instrument för att mäta markfuktighet för bestämning av vattenpotentialen i jord eller andra porösa medier. Vattenpotentialen används inom biologin främst för att beskriva vattnets spontana transport från ett ställe med högre vattenpotential till ett med lägre.
TPH	<i>Total Petroleum Hydrocarbon</i> . Begrepp som inkluderar alla ämnen som kan utvinnas från råolja.
Translokation	Transport inom en växt.
TS	Torrsubstans. Det som finns kvar av ett prov efter att allt vatten avlägsnats.
TSCF	<i>Transpiration Stream Concentration Factor</i> , koncentrationen av ett ämne i en växt i förhållande till koncentrationen i markvattnet.
Vermiculit	Ett gult till brunt mineral med sammansättningen $(\text{Mg,Fe,Al})_3(\text{Al,Si})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$. Kan användas för odling. Har då hög CEC (cation exchange capacity) och bra vattenhållande förmåga.
VOC	<i>Volatile Organic Carbon</i> . Flyktiga kolväten.
Xylem	En typ av ledningsvävnad i växter. Xylemets huvudfunktion är att transportera vatten och oorganiska ämnen samt att bidra till stadgan i växten, men en del organiska ämnen kan också transporteras där.

Referenser

- Anderson, C. W. N., R. R. Brooks, R. B. Stewart & R. Simcock. 1998. Harvesting a crop of gold in plants. 553-554. *Nature*.
- Anderson, T. A., E. A. Guthrie & B. T. Walton (1993) Bioremediation in the rhizosphere. *Environmental Science and Technology*, 27, 2630-2636.
- Aprill, W. & R. C. Sims (1990) Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. *Chemosphere*, 20, 253-266.
- Aronsson, P. & K. Perttu. 2000. Willow vegetation filters for waste treatment and soil remediation combined with biomass production. 293-299. *The Forestry Chronicle: Proceedings of IPC 2000 at Vancouver, Wash., USA, 25-29 Sep.*
- Arvidsson, B. 2007. Hybridasp och poppel - Två snabbväxande träslag för de bästa markerna i Sverige. In [url: <http://www.skogsplantor.se/upload/Folder%20Hybridasp%20Poppel.pdf>] 2007-11-21. Svenska Skogsplantor AB.
- Avfall Sverige. 2007. Försök med markförbättrande åtgärder i salixodling Hedeskoga avfallsanläggning, Sysav. Avfall Sverige.
- Berndes, G., F. Fredriksson & P. Börjesson. 2004. Ny värdering av salix kan mångdubbla arealen. In [url: <http://www.novator.se/bioenergy/BE0403/s45-47.pdf>] 2007-09-06. Bioenergi nr 3.
- Bevmo, L. 2007. Budget för genomförandeskedet 2007-01-10. Svalövs kommun, BT Kemi Efterbehandling.
- Bevmo, L. & P. Englöv. 2004. BT Kemi huvudstudie, version 2. ed. SWECO VIAK.
- Bhadra, R., D. G. Wayment, J. B. Hughes, J. V. Shanks & Vw (1999) Confirmation of conjugation processes during TNT metabolism by axenic plant roots. *Environmental Science & Technology*, 33, 446-452.
- Brady, N. & R. Weil. 2002. *The nature and properties of soils*. Prentice Hall.
- Briggs, G. G., R. H. Bromilow & A. A. Evans (1982) Relationships between lipophilicity and root uptake and translokation of nonionized chemicals by barley *Hordeum vulgare* cultivar georgie. *Pesticide Science*, 13, 495-504.
- Brown, S. L., R. L. Chaney, J. S. Angle & A. J. M. Baker (1994) Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium-contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*, 23, 1151-1157.
- (1995a) Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and metal tolerant *Silene vulgaris* grown on sludge-amended soils. *Environmental Science and Technology*, 29, 1581-1585.
- (1995b) Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 125-133.
- Burken, J. G. & J. L. Schnoor (1997) Uptake and metabolism of atrazine by poplar trees. *Environmental Science and Technology*, 31, 1399-1406.
- (1998) Predictive relationships for uptake of organic contaminants by hybrid poplar trees. *Environmental Science and Technology*, 32, 3379-3385.
- Canadell, J., R. B. Jackson, J. R. Ehleringer, H. A. Mooney, O. E. Sala & E. D. Schulze. 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. 583-595. *Oecologia*.
- Carlsson, N. & H. Persson. 2007. Invasiva krälväxtarter i Skåne. Länsstyrelsen i Skåne län.
- Carman, E. & T. Crossman. 2000. Phytoremediation. In *In Situ Treatment Technology, Second Edition*, ed. E. Nyer. CRC.
- Carman, E. C., Tom. 2001. Phytoremediation. In *In situ treatment technology*. Boca Raton: CRC Press LLC.
- Chaney, R., Y.-M. Li, S. Brown, F. Homer, M. Malik, S. Angel, A. Baker & R. C. Reeves, Mel. 2000. Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: Approaches and progress. In *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, ed. T. Norman.
- Chaney, R., M. Malik, Y. M. Li, S. L. Brown, E. P. Brewer, J. S. Angle & A. J. Bake. 1997. Phytoremediation of soil metals. 279-284. *Current Opinion in Biotechnology*.
- Chen, H. & T. Cutright (2001) EDTA and HEDTA effects on Cd, Cr, and Ni uptake by *Helianthus annuus*. *Chemosphere*, 45, 21-28.
- Collins, C., M. Fryer & A. Grosso (2006) Plant uptake of non-ionic organic chemicals. *Environmental Science & Technology*, 40, 45-52.
- Cunningham, S. & W. Berti. 2000. Phytoextraction and phytostabilisation: Technical, economic, and regulatory considerations of the soil-lead issue. ed. N. Terry.
- Cunningham, S. D., W. R. Berti & J. W. Huang (1995) Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology*, 13, 393-397.
- Dietz, A. C. & J. L. Schnoor (2001) Advances in phytoremediation. *Environmental Health Perspectives*, 109, 163-168.

- Dimitriou, I. & P. Aronsson. 2005. Willows for energy and phytoremediation in Sweden. 47-50. Unasylva.
- Dimitriou, I., J. Eriksson, A. Adler, P. Aronsson & I. Verwijst (2006) Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice. *Environmental Pollution*, 142, 160-169.
- Dobson, M. C. & A. J. Moffat (1995) A re-evaluation of objections to tree planting on containment landfills. *Waste Management and Research*, 13, 579-600.
- Donnelly, P. K., R. S. Hegde & J. S. Fletcher (1994) Growth of PCB-degrading bacteria on compounds from photosynthetic plants. *Chemosphere*, 28, 981-988.
- Doty, S. L., T. Q. Shang, A. M. Wilson, J. Tangen, A. D. Westergreen, L. A. Newman, S. E. Strand & M. P. Gordon (2000) Enhanced metabolism of halogenated hydrocarbons in transgenic plants containing mammalian cytochrome P450 2E1. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97, 6287-6291.
- Duarte-Davidson, R. & K. C. Jones (1996) Screening the environmental fate of organic contaminants in sewage sludge applied to agricultural soils: II. The potential for transfers to plants and grazing animals. *Science of the Total Environment*, 185, 59-70.
- Dushenkov, S., D. Vasudev, Y. Kapulnik, D. Gleba, D. Fleisher, K. C. Ting & B. Ensley (1997) Removal of uranium from water using terrestrial plants. *Environmental Science and Technology*, 31, 3468-3474.
- Dushenkov, V., P. B. A. N. Kumar, H. Motto & I. Raskin (1995) Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental Science and Technology*, 29, 1239-1245.
- Ebbs, S., J. Bushey, S. Poston, D. Kosma, M. Samiotakis & D. Dzombak (2003) Transport and metabolism of free cyanide and iron cyanide complexes by willow. *Plant Cell and Environment*, 26, 1467-1478.
- Ecolotree Inc. 2004. Ecolotree homepage. In [url: <http://www.ecolotree.com/index.html>] 2007-10-19.
- . 2007. Ecolotree buffer application for chemical spill sites. In [url: http://www.ecolotree.com/pdf/chemical_spill_sites.pdf] 2007-10-19.
- Encyclopedia Britannica. 2007. Chelate. In [url: <http://search.eb.com/eb/article-9022756>] 2007-07-31.
- EPA (1999) U.S. Environmental Protection Agency. Phytotechnology for metal-contaminated surface soils. *Tech Trends*, August Issue No. 34, EPA 542-N-99-005.
- . 2000. Introduction to phytoremediation. ed. N. R. M. R. L. U.S. U.S. Environmental Protection Agency.
- . 2003. Phytoremediation of groundwater at Air Force Plant 4. Carswell, Texas. EPA/540/R-03/506., ed. N. R. M. R. L. U.S. U.S. Environmental Protection Agency.
- Ferro, A. M., R. C. Sims & B. Bugbee (1994) Hycrest crested wheatgrass accelerates the degradation of pentachlorophenol in soil. *Journal of Environmental Quality*, 23, 272-279.
- Fogelström, P. 2002. Inventering av förorenade områden - Kemtvättar i Kronobergs län. Länsstyrelsen i Kronobergs län.
- French, C. E., S. J. Rosser, G. J. Davies, S. Nicklin & N. C. Bruce (1999) Biodegradation of explosives by transgenic plants expressing pentaerythritol tetranitrate reductase. *Nature Biotechnology*, 17, 491-494.
- Gavelin, L. 2007. Skolkontakt, LKAB, 2007-08-24.
- Glass, D. J. 1999. U.S. and international markets for phytoremediation, 1999-2000. D. Glass Associates, Inc.
- Granhall, U. 2007. Docent. Avdelningen för mikrobiologi. SLU. Uppsala. 2007-10-30.
- Greger, M. 2007. Docent i växtfysiologi, botaniska institutionen, Stockholms universitet, 2007-10-02.
- Greger, M. & T. Landberg. 2003a. Improving removal of metals from soil by salix. In *The 7th international conference on the biochemistry of trace elements. June 15-10*. SLU, Uppsala, Stockholm.
- . 2003b. Phytoextraction of metals by salix - a field study. In *Phytoremediation inventory COST action 837 view*, eds. T. Vanek & J.-P. Schmitzguebel, 58. Prague, Czech republic.
- Greger, M., Y. Wang & C. Neuschütz (2005) Absence of Hg transpiration by shoot after Hg uptake by roots of six terrestrial plant species. *Environmental Pollution*, 134, 201-208.
- Grispen, V. M. J., H. J. M. Nelissen & J. A. C. Verkleij (2006) Phytoextraction with *Brassica napus* L.: A tool for sustainable management of heavy metal contaminated soils. *Environmental Pollution*, 144, 77-83.
- Hannink, N., S. J. Rosser, C. E. French, A. Basran, J. A. H. Murray, S. Nicklin & N. C. Bruce (2001) Phytodetoxification of TNT by transgenic plants expressing a bacterial nitroreductase. *Nature Biotechnology*, 19, 1168-1172.
- Hasselgren, K. 2002. Utilization and treatment of secondary wastewater effluent in short-rotation energy forestry - a pilot study. 231-243. Lund: Vatten.
- Hasselgren, K. & I. Lundström. Manual - Användning och behandling av avloppsvatten och slam i salixodling. SWECO VIAK.
- . 2003. Manual - rening av lakvatten i markbaserade växtsystem. SWECO VIAK.
- Hawley, E. L., R. A. Deeb, M. C. Kavanaugh & J. A. Jacobs. 2004. Chapter 8: Treatment technologies for chromium(VI). In *Chromium (VI) handbook*, eds. J. Guertin, J. A. Jacobs & C. P. Avakian. CRC Press.
- Herlev, R. 2007. Rapport over planternes tilstand på Søllerød Gasværksgrund. ed. HedeDanmark.

- Hinchman, R. R., M. C. Negri & E. E. Gatliff. 1998. Phytoremediation: using green plants to clean up contaminated soil, groundwater, and wastewater. In [url: http://www.treemediation.com/Technical/Phytoremediation_1998.pdf] 2007-09-24.
- Hinsinger, P., G. R. Gobran, P. J. Gregory & W. W. Wenzel (2005) Rhizosphere geometry and heterogeneity arising from root-mediated physical and chemical processes. *New Phytologist*, 168, 293-303.
- Ho, C.-h. & M. K. Banks (2006) Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of *Festuca arundinacea* and associated microbial community changes. *Bioremediation Journal*, 10, 93-104.
- Hong, M. S., W. F. Farmayan, I. J. Dortch, C. Y. Chiang, S. K. McMillan & J. L. Schnoor (2001) Phytoremediation of MTBE from a groundwater plume. *Environmental Science and Technology*, 35, 1231-1239.
- Huang, J. W., J. Chen, W. R. Berti & S. D. Cunningham (1997) Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental Science and Technology*, 31, 800-805.
- Hughes, J. B., J. Shanks, M. Vanderford, J. Lauritzen & R. Bhadra (1997) Transformation of TNT by aquatic plants and plant tissue cultures. *Environmental Science and Technology*, 31, 266-271.
- Hutchinson, S. L., A. P. Schwab & M. K. Banks. 2003. Biodegradation of petroleum hydrocarbons in the rhizosphere. In *Phytoremediation - Transformation and control of contaminants*, eds. S. C. McCutcheon & J. L. Schnoor. John Wiley & Sons.
- ITRC. 2001. Phytotechnology technical and regulatory guidance document. In *Technical/regulatory guidelines*.
- ITRC. 1999. Phytoremediation decision tree. In [url: http://www.itrcweb.org/webphyto/EnvDept/PHYTO/wwwphyto/Download_Document/Phyto.PDF] 2007-09-14.
- Jaffre, T., R. R. Brooks, J. Lee & R. D. Reeves (1976) *Sebertia acuminata*: A hyper accumulator of nickel from New Caledonia. *Science (Washington D C)*, 193, 579-580.
- Jones Jr, P. B., R. R. Kommalapati & W. D. Constant. 2001. Phytobuffering of lower chlorinated benzenes through willows at the PPI superfund site. *Journal of Hazardous Substance Research*.
- Jönsson, L. 2007. bitr projektledare, BT Kemi Efterbehandling, 2007-10-22.
- Karlson, U., M. Nielsen & S. Trapp. 2001. Fytoremediering av förorening med olie- og tjæreprodukter. Miljøprojekt Nr. 644. In *Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening*, eds. Miljøstyrelsen & Miljø- og Energiministeriet.
- Keller, C. 2006. Efficiency and limitations of phytoextraction by high biomass plants: the example of willows. In *Trace elements in the environment: Biochemistry, Biotechnology and bioremediation*, ed. M. N. V. Prasad, 611-630.
- Kindvall, I. 2007. Miljöskyddsenheten. Länsstyrelsen Gävleborg. 2007-11-12.
- Komarek, M., P. Tlustos, J. Szakova, V. Chrastny & V. Ettler (2007) The use of maize and poplar in chelant-enhanced phytoextraction of lead from contaminated agricultural soils. *Chemosphere*, 67, 640-651.
- Kos, B. & D. Lestan. 2004. Chelator induced phytoextraction and in situ washing of Cu. 333-339. *Environmental pollution*.
- Kulli, B., M. Balmer, R. Krebs, B. Lothenbach, G. Geiger & R. Schulin (1999) The influence of nitrilotriacetate on heavy metal uptake of lettuce and ryegrass. *Journal of Environmental Quality*, 28, 1699-1705.
- Kumar, P. B. A. N., V. Dushenkov, H. Motto & I. Raskin (1995) Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology*, 29, 1232-1238.
- Larsen, M. & S. Trapp (2006) Uptake of iron cyanide complexes into willow trees. *Environmental Science & Technology*, 40, 1956-1961.
- Larsson, S. 1999. Projekt för odling av *Salix* (energiskog) på BT Kemis industriområde i Teckomatorp. Svalöf Weibull AB.
- Licht, L. 2007. VD, Ecolotree inc. 2007-10-18.
- Lin, Q. & I. A. Mendelsohn. 1998. The combined effect of phytoremediation and biostimulation in enhancing habitat restoration and oil degradation of petroleum contaminated wetlands. 263-274. *Ecological Engineering*.
- Linderöth, H. C. L. 2007. Søllerød Gasværk - Sammenfatning af undersøgelser og samlet risikovurdering.
- LindoffCommunications. 2004. *Salix i kretsloppet - Hållbar användning och behandling av avloppsvatten och slam i Salixodling*.
- Lindroth, A. & A. Båth (1999) Assessment of regional willow coppice yield in Sweden on basis of water availability. *Forest Ecology and Management*, 121, 57-65.
- Lokrantz, D. 2005. Förorenade områden - inventering av gasverk, flygplatser, bilfragmentering glasindustri och ackumulatorindustri i Stockholms län, Rapport 2005:04. ed. L. i. S. län.
- Lundström, I. & K. Hasselgren. 2003. Omsättning av metaller i slamgödslad salixodling. VA-Forsk, Svenskt Vatten AB.

- Ma, X. & J. G. Burken (2003) TCE diffusion to the atmosphere in phytoremediation applications. *Environmental Science & Technology*, 37, 2534-2539.
- Marmiroli, N., McCutcheon, S. C. 2003. Making phytoremediation a successful technology. In *Phytoremediation - Transformation and control of contaminants*, eds. S. C. McCutcheon & J. L. Schnoor, 89. John Wiley & Sons.
- Master, E. R., V. W. M. Lai, B. Kuipers, W. R. Cullen & W. W. Mohn (2002) Sequential anaerobic-aerobic treatment of soil contaminated with weathered Aroclor 1260. *Environmental Science and Technology*, 36, 100-103.
- McCutcheon, S. C. & J. L. Schnoor. 2003. Overview of phytotransformation and control of wastes. In *Phytoremediation - transformation and control of contaminants*, eds. S. C. McCutcheon & J. L. Schnoor. John Wiley & Sons inc.
- McLinn, E. L., J. E. Vondracek & E. A. Aitchison. 2001. Monitoring remediation with trembling leaves: Assessing the effectiveness of a full-scale phytoremediation system. In *The 6th annual international symposium on in-situ and on-site bioremediation*, June 4-7. San Diego, USA.
- Meers, E., B. Vandecasteele, A. Ruttens, J. Vangronsveld & F. M. G. Tack (2007) Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany*, 60, 57-68.
- Miretzky, P., A. Saralegui & A. F. Cirelli (2004) Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, 57, 997-1005.
- Mortensen, J., K. H. Nielsen & U. Jorgensen (1998) Nitrate leaching during establishment of willow (*Salix viminalis*) on two soil types and at two fertilization levels. *Biomass and Bioenergy*, 15, 457-466.
- Mossberg, B. & L. Stenberg. 2005. *Den nya nordiska floran*. Walström och Widstrand.
- Nationalencyklopedin. 2007a. Fenoxisyror. In [url: http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=168387] 2007-11-26.
- . 2007b. Korsblommiga växter. In [url: http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=230388] 2007-09-14.
- . 2007c. MTBE. In [url: http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=259855] 2007-09-11.
- . 2007d. Rotzon. In [url: http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=295858] 2007-07-25.
- . 2007e. Trikloretylen. In [url: http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=331262] 2007-09-18.
- Naturvårdsverket. 2007a. Läget i landet - efterbehandling. In [url: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Laget-i-landet---efterbehandling/>] 2007-10-30.
- . 2007b. Miljökvalitetsmål för förorenade områden. In [url: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Miljokvalitetsmal-for-fororenade-omraden/>] 2007-10-30.
- Newman, L. A., S. E. Strand, N. Choe, J. Duffy, G. Ekuan, M. Ruszaj, B. B. Shurtleff, J. Wilmoth, P. Heilman & M. P. Gordon (1997) Uptake and biotransformation of trichlorethylene by hybrid poplars. *Environmental Science and Technology*, 31, 1062-1067.
- Newman, L. A., X. Wang, I. A. Muiznieks, G. Ekuan, M. Ruszaj, R. Cortellucci, D. Domroes, G. Karscig, T. Newman, R. S. Crampton, R. A. Hashmonay, M. G. Yost, P. E. Heilman, J. Duffy, M. P. Gordon & S. E. Strand (1999) Remediation of trichloroethylene in an artificial aquifer with trees: A controlled field study. *Environmental Science and Technology*, 33, 2257-2265.
- Pastor, J., A. M. Aparicio, A. Gutierrez-Maroto & A. J. Hernandez (2007) Effects of two chelating agents (EDTA and DTPA) on the autochthonous vegetation of a soil polluted with Cu, Zn and Cd. *Science of the Total Environment*, 378, 114-118.
- Paterson, E. (2003) Importance of rhizodeposition in the coupling of plant and microbial productivity. *European Journal of Soil Science*, 54, 741-750.
- Paterson, S., D. Mackay, D. Tam & W. Y. Shiu (1990) Uptake of organic chemicals by plants: A review of processes, correlations and models. *Chemosphere*, 21, 297-332.
- Perttu, K., J. Eriksson, M. Greger, A. Göransson, K. Blombäck, E. Klang-Westin & T. Landberg. 2003. Förråd och flöden av kadmium i systemet mark - *Salix*. In *ER 19:2003*. Statens energimyndighet.
- Pilon-Smits, E. (2005) Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15-39.
- Pivetz, B. E. 2001. Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. In *Ground water issue*, ed. EPA.
- Plummer, M. K. 2002. Trees replace technology on APG environmental cleanup site. In [url: <http://aec.army.mil/usaec/publicaffairs/update/sum02/sum0225.html>] 2007-08-28, ed. E. C. U.S. Army.
- Prasad, M. N. V. & H. Freitas. 2006. Metal-tolerant plants: Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. In *Trace elements in the environment: Biogeochemistry, biotechnology and bioremediation*, eds. M. N. V. Prasad, K. Sajwan & R. Naidu. CRC Press.
- Press-Kristensen, K. & S. Trapp. 2003. Fytoremediering: Tre illustrative eksempler. 9-12. Vand & Jord.

- Raskin, I., P. B. A. N. Kumar, S. Dushenkov & D. E. Salt (1994) Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in Biotechnology*, 5, 285-290.
- Rihm, T. 2002. *Drift vid deponeringsanläggningar - handbok*. RVF.
- . 2007. Avfalls- och deponitekniker. SGI. 2007-11-15.
- Rockwood, D., G. R. Alker, R. W. Cardellino, L. Q. Ma & C. Tu. 2001. Phytoremediation of contaminated sites using wood biomass. 8, 11, 12, 31. University of Florida.
- Rosenberg, E. & E. Z. Ron. 1996. Bioremediation of petroleum contamination. In *Bioremediation - principles and application*, eds. R. L. Crawford & D. L. Crawford, 100-124. Cambridge University Press.
- Rosenquist, D. 2007. Laqua Treatment AB, 2007-09-10.
- RVF. 2006. Skador på grödor bevattnade med lakvatten - En undersökning vid avfallsanläggningarna vid Hedeskoga, Måsalycke och Rönneholm.
- Salt, D. E., M. Blaylock, N. P. B. A. Kumar, V. Dushenkov, B. D. Ensley, I. Chet & I. Raskin (1995) Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio-Technology (New York)*, 13, 468-474.
- Sanchez, M. A., M. Vasquez & B. Gonzalez (2004) A previously unexposed forest soil microbial community degrades high levels of the pollutant 2,4,6-trichlorophenol. *Applied and Environmental Microbiology*, 70, 7567-7570.
- Sandmann, E. R. I. C. & M. A. Loos (1984) Enumeration of 2,4-D-degrading microorganisms in soils and crop plant rhizospheres using indicator media high populations associated with sugarcane *Saccharum officinarum*. *Chemosphere*, 13, 1073-1084.
- Schnoor, J. L. 2002. Phytoremediation of soil and groundwater. In *Techology evaluation report*, ed. GWRTAC.
- SGU. 2007. Radon och uran i dricksvatten. In [url: http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/grundvatten/brunnar/radon_uran.html] 2007-09-04.
- Shaw, L. J. & R. G. Burns. 2003. Biodegradation of organic pollutants in the rhizosphere. In *Advances in Applied Microbiology*, Vol 53, 1-60. San Diego: Academic Press Inc.
- Smith, K. E., A. R. Schwab & M. K. Banks (2007) Phytoremediation of polychlorinated biphenyl (PCB)-contaminated sediment: A greenhouse feasibility study. *Journal of Environmental Quality*, 36, 239-244.
- Smith, R. A. H. & A. D. Bradshaw (1979) The use of metal tolerant plant populations for the reclamation of metalliferous wastes. *Journal of Applied Ecology*, 16, 595-612.
- SNA. 2004. Sveriges nationalatlas, Tematiska kartor. In [url: <http://www.sna.se/webbatlas/index.html>] 2007-10-23.
- Spriggs, T., M. K. Banks & P. Schwab (2005) Phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in manufactured gas plant-impacted soil. *Journal of Environmental Quality*, 34, 1755-1762.
- Staves, R. P. & R. M. Knaus (1985) Chromium removal from water by three species of duckweeds. *Aquatic Botany*, 23, 261-274.
- Suthersan, S. 2002. *Natural and enhanced remediation systems*. CRC Press LLC.
- Svalövs Kommun. 2006. BT Kemi Efterbehandling, skede förberedelser - genomförda och planerade åtgärder.
- Theis, T., T. C. Young, M. Huang & K. C. Knutsen. 1994. Leachate characteristics and composition of cyanide-bearing wastes from manufactured gas plants. 99-106. Environmental science and technology.
- Thygesen, R. S. & S. Trapp. 2002. Phytotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to willow trees. 77-82. *Journal of soils and sediments*.
- Toal, M. E., C. Yeomans, K. Killham & A. A. Meharg (2000) A review of rhizosphere carbon flow modelling. *Plant and Soil*, 222, 263-281.
- Topp, E., I. Scheunert, A. Attar & F. Korte (1986) Faktors affecting the uptake of carbon-14 labeled organic chemicals by plants from soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 11, 219-228.
- Trapp, S. 2004. The willow tree acute toxicity test. In *Laboratory manual to the RECETO PhD course Uptake and Effects of Xenobiotics in Plants*, 14 -18 of June, 2004, Copenhagen, KVL.
- . 2007. Lektor, Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, 2007-10-04.
- Trapp, S., K. C. Zambrano, K. O. Kusk & U. Karlson (2000) A phytotoxicity test using transpiration of willows. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 154-160.
- U.S. Army, E. C. 2003. Phytoremediation - a natural process for groundwater cleanup. In [url: <http://aec.army.mil/usaec/technology/cleanup02a.html>] 2007-08-28.
- Ucisik, A. S., S. Trapp & K. O. Kusk. 2007. Uptake, accumulation, phytotoxicity, and removal of 2,4-dichlorophenol in willow trees. 1165-1171. *Environmental toxicology and chemistry*.
- Van Epps, A. 2006. Phytoremediation of petroleum hydrocarbons. U.S. Environmental Protection Agency.
- Waldemarson, D. 2007. VD. Norra Åsbo Renhållnings AB. NÅRAB. 2007-11-16.
- Wang, Y. & M. Greger (2004) Clonal differences in mercury tolerance, accumulation, and distribution in willow. *Journal of Environmental Quality*, 33, 1779-1785.
- (2006) Use of iodide to enhance the phytoextraction of mercury-contaminated soil. *Science of the Total Environment*, 368, 30-39.

- Wang, Y., C. Stauffer, C. Keller & M. Greger (2005) Changes in Hg fractionation in soil induced by willow. *Plant and Soil*, 275, 67-75.
- White, J. C., Z. D. Parrish, M. Isleyen, M. P. N. Gent, W. Iannucci-Berger, B. D. Eitzer & M. J. I. Mattina (2005) Uptake of weathered p,p'-DDE by plant species effective at accumulating soil elements. *Microchemical Journal*, 81, 148-155.
- Wigh, J. Inventering av förorenad mark - Kentvätt. Länsstyrelsen Skåne Län.
- Wild, E., J. Dent, G. O. Thomas & K. C. Jones (2005) Real-time visualization and quantification of PAH photodegradation on and within plant leaves. *Environmental Science & Technology*, 39, 268-273.
- Yifru, D. D. & V. A. Nzengung (2006) Uptake of N-nitrosodimethylamine (NDMA) from water by phreatophytes in the absence and presence of perchlorate as a co-contaminant. *Environmental Science & Technology*, 40, 7374-7380.
- Yu, X.-Z. & J.-D. Gu (2006) Uptake, metabolism, and toxicity of methyl tert-butyl ether (MTBE) in weeping willows. *Journal of Hazardous Materials*, 137, 1417-1423.
- Zayed, A., E. Pilon-Smits, M. deSouza, Z.-Q. Lin & N. Terry. 2000. Remediation of Selenium-Polluted Soils and Waters by Phytovolatilization. In *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, ed. T. Norman.
- Åslund, M. L. W., B. A. Zeeb, A. Rutter & K. J. Reimer (2007) In situ phytoextraction of polychlorinated biphenyl - (PCB) contaminated soil. *Science of the Total Environment*, 374, 1-12.

Pilotstudie på BT Kemi-området



Åsa Andersson och Matilda Svensson

2007

Handledare:

Maria Persson
Kemisk Ekologi och Ekotoxikologi,
Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet

Linda Jönsson
BT Kemi Efterbehandling

Kenth Hasselgren
SWECO VIAK

Sammanfattning

Fytoremediering, att sanera förorenad mark eller vatten med växter, är en saneringsmetod som vinner alltmer acceptans internationellt. I detta försök studerades hur växterna häckvide (*Salix xsmithiana*), jättepoppel (*Populus trichocarpa*) och flytväxten andmat (*Lemna minor*) kan påverkas av föroreningarna i jord och lakvatten från BT Kemi-området utanför Teckomatorp i Skåne. De organiska föroreningarna som studerades var främst fenoxysyror, klorfenoler och klorkresoler. Dels studerades om den förorenade jorden hämmade tillväxten av växterna men även om växterna kunde ta upp och ackumulera föroreningarna. *S. xsmithiana* visade på ett upptag av 4-klorfenol i stammen vid odling i förorenad jord samt vattning med lakvatten. 2,4 och 2,5-diklorfenol samt 4-klorkresol påvisades i bladen från samtliga *S. xsmithiana*-prover i växthuset, även i kontrollen. Eftersom dessa ämnen inte påvisats i något stamprov antas dessa föroreningar ha nått bladen från luften i växthuset. Den mycket karaktäristiska BT Kemi-lukten i växthuset kunde vid ett flertal tillfällen kännas i växthuset och därför verkar detta antagande rimligt. Även *L. minor* visade sig ta upp föroreningar när den odlades i en damm med förorenat lakvatten. Högst koncentrationer och flest ämnen kunde ses i det *L. minor*-prov som inte sköljts efter skörd. Efter sköljning återstod dock de föroreningar som fanns i högst koncentrationer i det osköljda provet. Trots att *P. trichocarpa* inte tog upp några föroreningar antydde resultaten att tillväxten påverkades negativt när den växte i förorenad jord och samtidigt bevattnades med förorenat lakvatten eftersom antalet skott var lägre. Ingen signifikant skillnad kunde ses på tillväxten av biomassa mellan kontroll och förorenade prover.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	1
Inledning	5
Material och metoder	7
<i>Jorden</i>	7
<i>Lakvattnet</i>	7
<i>Växterna</i>	7
<i>Försök 1 - Bådden</i>	8
<i>Försök 2 - Växthuset</i>	8
<i>Försök 3 - Dammen</i>	9
<i>pH-försök</i>	11
<i>Analyser</i>	11
Resultat och diskussion	15
<i>pH-mätningar i damm och laboratorium</i>	15
<i>Näringsinnehåll i jord och lakvatten</i>	16
<i>Föroreningshalt</i>	16
<i>Visuell bedömning</i>	19
<i>Tillväxt</i>	20
Slutsatser	27
<i>Vad kunde ha gjorts annorlunda?</i>	27
<i>Vidare forskning</i>	27
Referenser	29

Inledning

Fytoremediering är en förhållandevis ny metod för sanering av förorenade områden. Istället för att gräva upp jorden, för sanering eller destruktion, som ofta är fallet vid konventionella metoder, planterar man växter som på olika sett gör att marken blir renare. Eftersom det är en metod som sker på plats med minimala transporter minskar både miljöpåverkan och kostnaden för saneringen. Påverkan på ekosystemet blir lägre än med konventionella metoder och marken lämnas därför brukbar. Den största potentialen för fytoremediering finns på förorenade områden med låga eller medelhöga föroreningsnivåer som annars inte saneras eftersom kostnaden för saneringen är för hög i förhållande till den låga risk det innebär att lämna området orört.

I Sverige finns det idag över 80 000 potentiellt förorenade områden (Naturvårdsverket 2007). De områden med störst risk för miljön är de som prioriteras högst och det är där de största resurserna läggs. Eftersom fytoremediering både är en relativt billig och miljösmart metod med låg miljöpåverkan, skulle mycket vinnas om det kan användas i större utsträckning än vad som görs i dag.

Ett av de mest förorenade områdena i Sverige i dag är det före detta BT Kemi-området vid Teckomatorp i Svalövs kommun. BT Kemi tillverkade växtbekämpningsmedel och hade sin verksamhet i Teckomatorp från 1965 till 1977 då företaget gick i konkurs. Redan 1975 stod det klart att företaget under en tid tillbaka grävt ner tunnor med misslyckade satser och överblivna produkter på fabriksområdet. Under den inledande saneringen på 70-talet grävde man upp cirka 600-700 tunnor, både hela och sönderrostade, som i hemlighet grävts ned nattetid på området. De saneringar som utfördes under slutet av 70-talet och början på 80-talet innebar att fabriksbyggnaden på fabriksområdets södra del revs och rivmassorna tillsammans med förorenad jord flyttades till områdets norra del. Idag är det främst detta norra område som är i behov av sanering. De föroreningar som finns på området är fenoxisyror, klorkresoler som användes vid framställning av bland annat MCPA och MCPP, och även klorfenoler som ingick i till exempel 2,4-D (Bevmo och Englov 2004). Även ämnet dinoseb (dinitrobutylfenol) framställdes vid anläggningen och finns därmed i markerna.

I dag, under hösten 2007, har det som man hoppas är den slutgiltiga saneringen av det före detta BT Kemi-området inletts. Man kommer att gräva upp och termiskt behandla cirka 45 000 ton jordmassor (Jönsson 2007). Därefter ska groparna fyllas igen med fyllningsmassor. Hela det norra området ska täckas med en meter matjord som därefter ska planteras med buskar och träd för att få ett parkområde som ska vara tillgängligt för allmänheten (Svalövs Kommun 2006).

Poppel och salix används i stor utsträckning inom energiskogsodling, både i Sverige och i resten av världen (Arvidsson 2007). Samtidigt förekommer dessa arter också ofta inom fytoremediering där de används för att ta upp, degradera, stimulera den mikrobiella nedbrytningen i rotzonen, eller förhindra spridning, av föroreningar (Spriggs et al. 2005, Castiglione et al. 2007, Komarek et al. 2007, Meers et al. 2007). Till exempel visade Ferro et al. (1994) på en ökad nedbrytning av pentaklorfenol då kvickrotsarten *Agropyron desertorum* planterades på den förorenade jorden och Ucisik et al. (2007) har sett ett upptag av 2,4-diklorfenol i salix. Andmat är en flytbladsväxt som är relativt vanlig i fytoremedieringssammanhang, bland annat för att sanera förorenat vatten, så kallad rhizofiltrering. Den tar då upp och/eller bryter ned föroreningar (Ensley et al. 1997, Day och Saunders 2004).

I denna rapport studeras fytoremediering som en potentiell saneringsmetod i en hypotetisk sanering av BT Kemi-området. Studien kan delas in i tre olika delförsök.

I försök 1 planterades häckvide (*Salix xsmithiana*) och jättepoppel (*Populus trichocarpa*) i tre olika bäddar med tre olika typer av jord. Dels en mycket förorenad jord från BT Kemi-området, som är en del av den jord som ska behandlas termiskt, en lågförorenad jord från BT kemi-området innehållande föroreningar i en så låg koncentration att man beslutat sig för att inte skicka iväg dessa jordmassor för destruering. Slutligen innehöll bädden en tredje typ av jord, en kontrolljord, som hämtats utanför BT kemi-området och därför inte ansågs vara förorenad. Genom att mäta tillväxten undersöktes de båda arternas möjligheter att växa på BT Kemi-området. Syftet med detta delförsök var att undersöka

vid vilka koncentrationer poppel och salix kan växa, vilken av de två arterna som tillväxer bäst, samt om deras tillväxt hämmas i förorenade jordar jämfört med kontrolljord.

I försök 2 planterades *S. xsmithiana* och *P. trichocarpa* istället i krukor och fick växa i ett växthus under mer kontrollerade förhållanden. Jorden som användes var kontrolljord och lågförorenad jord från försök 1. När plantorna etablerat sig vattnades hälften av de som växte i förorenad jord med förorenat lakvatten från BT Kemi-området. Detta växthusförsök syftade till att utreda huruvida växter kan ackumulera herbicider i biomassan ovan jord och om det i så fall är någon skillnad mellan *S. xsmithiana* och *P. trichocarpa*. Dessutom undersöktes om mängden föroreningar eller typen av ackumulerade föroreningar skiljde sig åt mellan stam och blad för de två arterna. Även tillväxten mättes för att se om det fanns någon skillnad mellan arterna eller mellan individer i förorenad jord respektive kontrolljord.

I försök 3 odlades flytväxten *Lemna minor* i två olika dammar, dels i kommunalt kranvatten, och dels i förorenat lakvatten från området. Dammförsöket syftade till att utreda huruvida vattenväxter kan ackumulera organiska föroreningar och på så vis bidra till en rening av förorenade vattenmassor. För att se om *L. minor* begränsas av föroreningarna mättes även tillväxthastigheten i de båda behandlingarna.

Material och metoder

Denna pilotstudie utfördes på BT Kemi-området i Teckomatorp i centrala Skåne, inleddes i mitten av juli 2007 och pågick under 12-13 veckors tid (Tabell 1). Samtliga tre delförsök utfördes inom ett område med 20 meters radie.

Tabell 1. Tidschema för de tre olika försöken.

	Start	Tillväxtnätning	Skörd	Näringstillförsel	pH-mätning	Lakvattentillförsel
Försök 1	v1	Varje vecka	-	-	-	
Försök 2	v1	Varje vecka	v13	v9, 10, 11, 12	-	v7, 8, 9, 10, 11, 12
Försök 3	v1	Varje vecka	v8	Hela perioden	Kontroll: v8, 9, 11, 12, 13 Lakvatten: v7, 8, 9, 10, 11, 12, 13	Tillförde nytt lakvatten: V1, 7, 9, 11

Jorden

I försök 1 och 2 användes tre olika jordar (Tabell 2) som alla kom antingen från BT Kemi-området eller strax utanför. De två förorenade jordarna α och β förorenades vid tiden då BT kemis verksamhet pågick, vilket innebär att jordarna är väldigt heterogena. Eftersom de har åldrats naturligt kan man även förvänta sig att en viss nedbrytning och urlakning skett, samt eventuellt att biotillgängligheten av föroreningarna är låg.

Tabell 2. Beskrivning av de tre jordarna som användes i försök 1 och 2.

Benämning	Föroreningsnivå	Annan beskrivning
Jord α	Hög	Jord från BT Kemi-området. Del av jordmassorna som ska behandlats termiskt. Valdes för att ge en tydlig effekt på växterna.
Jord β	Låg	Jord från BT Kemi-området. Del av jordmassorna som inte ska behandlats. Valdes för att ge en liten påverkan på växterna.
Jord γ	Ingen, kontroll	Jord från Teckomatorp som inte förorenats av BT Kemi.

Lakvattnet

I försök 2 och 3 användes lakvatten från BT Kemi-området. Lakvattnet består av regnvatten eller grundvatten. Eftersom vattnet runnit genom den kontaminerade jorden på BT Kemi-området innehåller det, i enlighet med de prover som tidigare tagits på lakvatten på uppdrag av Svalövs kommun, höga halter av de föroreningar som finns på området (Analycen 2007a).

Växterna

De växter som användes i försök 1 och 2 var:

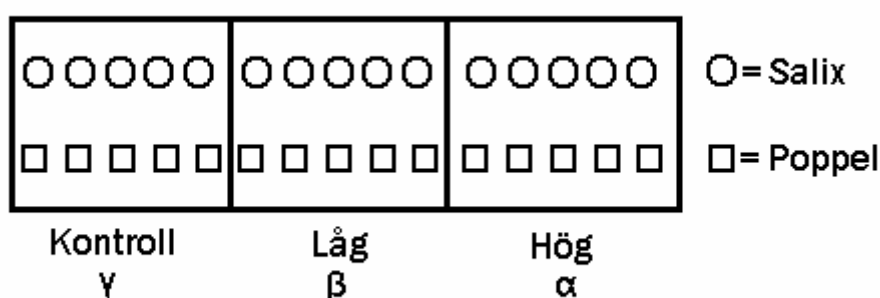
- Ett år gamla individer av hybridpoppeln OP42 (*Populus trichocarpa*) som inhandlades från Svenska skogsplantor och annars används vid energiskogsodling.
- Rotade sticklingar av häckvide (*Salix xsmithiana*) som inhandlades från Johans Trädgård & Miljö i Eslöv. Sticklingarna var vid införskaffandet drygt två meter långa men beskars vid planteringen till cirka en meter.

I försök 3 användes andmat (*Lemna minor*) som inhämtades i ett naturligt vattendrag vid Barsebäcks Gods i Skåne.

Försök 1 - Bädden

En planteringsbädd utomhus delades in i tre områden (Figur 1) som därefter fylldes med de tre olika jordarna α , β och γ i Tabell 2.

Varje bädd utgjordes av en area på 3 m² med ett djup på 60 cm och planterades med fem stycken individer av *P. trichocarpa* och fem rotade sticklingar av *S. xsmithiana*. Eftersom denna odling var utomhus utsattes plantorna för väder och vind. De bevattades endast då nederbörden var mycket låg och då med kranvatten. De kontaminerade jordarna var separerade med betongblock och avgränsades nedåt med en duk för att undvika att rötterna från salix och poppel kom i kontakt med annan jord än den som fanns i bädden.



Figur 1. Uppställning för försök 1, med jord α längst till höger, jord β i mitten och jord γ längst till vänster. Varje ring representeras av en individ häckvide (*Salix xsmithiana*) och varje fyrkant av en individ jättepoppel (*Populus trichocarpa*).

Mätning av tillväxt

För att se om tillväxten hämmades av föroreningarna i jorden mättes trädens tillväxt genom att längden på det första, tredje och sjätte skottet mättes med måttband eller tumstock. Det totala antalet levande skott per individ räknades också.

Försök 2 - Växthuset

Försök 2 utfördes i ett hobbyväxthus av mindre storlek.

Femton sticklingar av *S. xsmithiana* och femton *P. trichocarpa* användes. Samtliga plantor vägdes vid försökets början och försökets slut för att förändring av biomassan under försökets gång skulle kunna mätas. Därefter planterades fem individer av varje art i ren kontrolljord (jord γ) och tio individer i jord från området innehållande en låg föroreningshalt (jord β). Jord α valdes inte till växthusförsöket eftersom föroreningsnivåerna antogs vara så höga att det skulle vara svårt att få plantorna att börja växa. Istället användes endast jord β och γ för att se en eventuell påverkan på salix och poppels tillväxt vid måttligt förorenade jordar, dock inte så förorenade att plantorna förväntades dö. Ytterligare en anledning till att jord β användes i försök 2 var att jord med denna föroreningskoncentration kommer att finnas kvar på området i Teckomatorp efter att den kommande saneringen ägt rum. Då det redan beslutats att området kommer att planteras efter sanering är växternas tillväxt och upptag av föroreningar i denna jord mycket intressant information.

Vecka två planterades ytterligare fyra *S. xsmithiana* i jord β och två i jord γ efter att flera av denna art dött. Efter planteringen vattnades samtliga krukor med rent kranvatten fram till vecka 7 då hälften av

de träd som planterats i jord β istället vattnades med förorenat lakvatten (Figur 2). Vecka 9 vattnades krukorna i växthuset med näringsberikat vatten. Näring av märket Substral (N-P-K 4-2,2-5 g/100ml), samt Florina (N-P-K 4-2,2-4,9 g/100m) användes. Därefter tillfördes näring till växterna en gång varje vecka vid vattning.

	Salix	Poppel
Kontroll γ	SK	PK
Förorenad jord β	SA	PA
Förorenad jord β och lakvatten	SB	PB

Figur 2. Försöksuppställning för försök 2 med 5 individer av både salix och poppel i varje behandling.

Eftersom temperaturen i växthuset är jämnare och lite högre än utomhus ger det ett mer gynnsamt klimat för växterna jämfört med försök 1. En högre temperatur är också önskvärd eftersom det leder till att en större mängd vatten transpireras och förutsättningarna för att en större mängd föroreningar kan tas upp ökar.

En annan skillnad mellan de två försöken är att bevattningen i försök 2 är begränsad, vilket minimerar risken för att föroreningarna ska lakas ur. Detta gjorde också att näring kunde tillföras under kontrollerade former och att vattning med lakvatten kunde ske utan risk för spridning till jord utanför försöket.

Mätning av tillväxt

Mätningar av tillväxt skedde på samma sätt som i försök 1 samt genom vägning av de olika individerna av salix och poppel vid försökets start och slut.

Provtagning

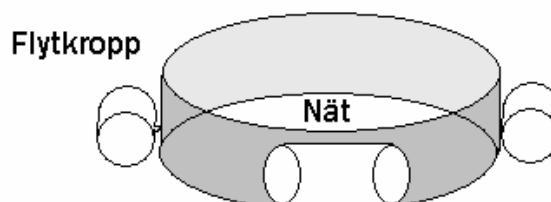
Nollprover togs från fem *S. xsmithiana* och fem *P. trichocarpa* vid försökets start för att visa att växten inte innehöll några föroreningar vid försökets start.

Vid försökets slut skördades samtliga plantor i växthuset. Jorden spolades av rötterna och hela växten tvättades också av. Därpå gjordes en visuell jämförelse mellan rötterna från de olika behandlingarna. Bladen separerades från stammen och sköljdes på nytt i kranvatten och därpå med destillerat vatten. Samlingsprov togs varefter alla blad från samma art och behandling förvarades i en diffusionssäker plastpåse. Stammen klipptes ner i en till två cm stora bitar, vilka även de sköljdes, först i kranvatten följt av destillerat vatten, varefter de lades i påsar. Även rötterna sköljdes och sparades. Proverna placerades sedan i en frys och behölls där tills att de skickades iväg för analys.

Försök 3 - Dammen

Två dammar fylldes med cirka 500 liter rent kranvatten respektive förorenat lakvatten. En flytring (Figur 3) placerades i varje damm och tillfördes 5,5 g *L. minor*. Mängden *L. minor* skulle vara tillräckligt stor för att vara enkel att väga, men inte så stor att ytan i flytringen begränsade dess tillväxt. Efter det första mättillfället återfördes därför endast 3,5 g *L. minor* placerades också i området utanför flytringen så att motsvarande mängd av ytan utanför flytringen täcktes. Flytringen avskiljde de individer av *L. minor* som användes för att studera tillväxten från de övriga i dammen. Därmed

behövde inte den totala biomassan *L. minor* i dammen vägas, utan endast delprovet i ringen, som sedan kunde extrapoleras till den totala mängden biomassa.



Figur 3. Den flytring vari en bestämd mängd andmat (*Lemna minor*) fick växa i försök 3.

70 ml näring av märket Substral (N-P-K 4-2,2-5 g/100ml) tillfördes båda dammarna vid försökets start. Därefter tillfördes 28 ml Substral eller Florina (N-P-K 4-2,2-4,9 g/100ml) vecka 2 till 4 och 56 ml vecka 5 till 11. Doseringen ökades vecka 5 och framåt eftersom att *L. minor* såg ut att lida av näringsbrist.

Eftersom det kom riktligt med nederbörd under försökets gång tömdes vatten ur dammarna vid ett tillfälle för att förhindra översvämning. Den förorenade dammen tömdes även delvis på vatten för att ersätta det med nytt lakvatten. Detta gjordes tre gånger under vecka 7, 9 och 11.

Mätning av tillväxt

För att se om *L. minor* påverkades av föroreningarna i lakvattnet mättes tillväxten i de båda dammarna. Innehållet i flytringen (Figur 3) togs upp med hjälp av en liten kökssil. Andmaten läts sedan rinna av och torkades lite mot en pappersservett för att avlägsna överflödigt vatten. Därefter vägdes provet i silen och vikten på andmaten bestämdes genom att därpå väga den tomma silen. Slutligen återfördes 3,5 g andmat till flytringen, som tilläts tillväxa fram till nästa mättillfälle.

Provtagning

Andmat togs upp ur båda dammarna med en sil och tilläts rinna av något innan de placerades i diffusionssäkra plastpåsar. Ytterligare ett prov togs på *L. minor* från den förorenade dammen. Detta prov fick rinna av och sköljdes därpå tre gånger med destillerat vatten för att avlägsna föroreningar som inte bundits in i växterna utan endast fanns i det medföljande vattnet.

Beräkning av tillväxt

Den dagliga tillväxten av *L. minor* beräknades med ekvation I.

$$\text{Tillväxt} = \frac{\ln(m_2) - \ln(m_1)}{n} \quad (\text{I})$$

m_1 = Massan andmat som tillförts flytringen.

m_2 = Massan andmat i flytringen efter tillväxt.

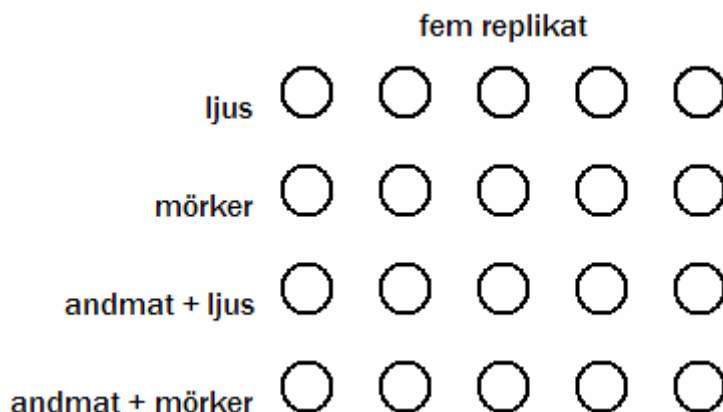
n = Antal dagar mellan vägning av andmaten.

pH

Då tillväxten av *L. minor* sjönk i den förorenade dammen mättes de båda dammarnas pH. Detta gjordes med indikatorstickorna pH-Fix 4.5-10.0 från Macherey-Nagel.

pH-försök

När pH-värdet i dammen med lakvattnet visade sig stiga och ingen uppenbar anledning till detta kunde hittas (Oscarson, pers. komm.), gjordes ett enklare labbförsök (Figur 4). För att se om pH-höjningarna berodde på närvaro av andmat fick lakvatten stå i rumstemperatur i 200 ml bägare, både med och utan andmat. För att se om pH-höjningarna berodde på ljusexponering gjordes de två ovanstående behandlingarna också både med ljus och i mörker. Detta gav fyra olika behandlingar med fem replikat av varje. pH mättes därpå ungefär varannan dag under försökets första veckor och därpå var tredje dag med en pH-mätare av modellen pHTestr 30 från Eutech Instruments. Eftersom vattnet, främst i bägarna med *L. minor* som inte täckts, avdunstade ersattes detta efterhand med destillerat vatten.



Figur 4. Försöksupställning för pH-försöket i laboratoriemiljö.

Analyser

Näringsinnehåll i jord och lakvatten

För att se om skillnader i tillväxt av poppel och salix kan bero på varierande näringshalt mättes denna i de tre olika jordarna som användes i försök 1 och 2. Detta utfördes i växtekologens laboratorium på Ekologihuset i Lund. För extraktion användes 0,1 M bariumkloridlösning (Olsson, pers. komm.) varpå analysen gjordes med ICP AES för metallerna och FIA-teknik för analys av ammonium enligt ISO11732:2005 och nitrat enligt ISO13395. Värdena korrigerades också för jordens vattenhalt.

För att på samma sätt se om skillnaden i tillväxten av *L. minor* berodde på olika näringshalter analyserades även lakvattnet. Kranvattnet antogs inte innehålla några näringsämnen vid försökets start. Lakvatten pumpades direkt från brunnen till en provflaska, vilken hölls kyld tills analys kunde ske. Analysen utfördes i växtekologens laboratorium. Även i detta fall användes ICP AES för analys av metallerna och FIA-teknik för analys av ammonium enligt ISO11732:2005 och nitrat enligt ISO13395.

Föroreningshalt i jordarna

Föroreningsanalyser gjordes på den jord som användes i de tre olika bäddarna och växthuset (försök 1 och 2). Ett samlingsjordprov togs i varje bädd och analyserades sedan av det ackrediterade analysföretaget Analytica. Då resultatet av analysen inte motsvarade förväntningarna skickades ytterligare ett samlingsjordprov från de bäddar som antogs vara medelförorenad och mycket förorenad till Analytica (Analytica 2007a, Analytica 2007b).

Föroreningshalt i lakvatten

Det lakvatten som användes för att bevattna delar av odlingen i växthuset analyseras regelbundet med avseende på föroreningshalter. Analyserna utförs av företaget Analycen och görs på Svalövs kommuns

begäran. De resultat som analysen av lakvatten från den 27 juni gav visas i Tabell 3. De ämnen som analyserats, men inte fanns över detektionsnivå visas ej i tabellen (Analycen 2007a).

Ämnena 2,4-diklorfenol och 2,5-diklorfenol är svåra att skilja åt, vilket gör att de analyseras ihop (Teurneau 2007).

Tabell 3. Föroreningshalter i lakvatten från BT Kemi-området vid tiden för försök 1-3.

Ämnen	Föroreningshalt (µg/l)	Ämnen	Föroreningshalt (µg/l)
3-klorfenol	0,32	MCPA	0,05
4-klorfenol	0,5	2,4,5-T	0,16
2,6-diklorfenol	0,19	2,4-diklorprop	29
2,4+2,5-diklorfenol	1,40	Dinoseb	0,06
3,4-diklorfenol	0,86	2,4,5-TP	110
2,4,6-triklorfenol	0,03	2,6-diklorbenzamid	0,01
2,4,5-triklorfenol	0,22	Imazapy	0,06
2-klor-6-metylphenol (6-Klor-o-kresol)	6,6	Diuron	0,05
4-klor-2-metylphenol (4-Klor-o-kresol)	34	2(4-klorfenoxyl)propionsyra	250
Bentazon	0,09	2,6-diklorprop	1,2
Mekoprop	600	Antimon	2,7

Föroreningshalt i växtmaterial

Växterna analyserades hos företaget Analycen AB och till en början analyserades endast de prover som antogs innehålla högst halter av föroreningar (p.g.a. höga analyskostnader) (Analycen 2007b). Dessa fem prover utgjordes av stam respektive blad från de *S. xsmithiana* och *P. trichocarpa* som vuxit i förorenad jord i växthuset och bevattnats med förorenat vatten (behandling SB respektive PB, se Figur 2), samt provet med *L. minor* från den förorenade dammen (försök 3). Eftersom proverna för salix och andmat vid den första analysen visade sig innehålla föroreningar skickades även kontrollproverna för salix och andmat, samt den salix som vuxit i förorenad jord utan att bevattnas med förorenat lakvatten från området (Analycen 2007c).

I Tabell 4 visas de ämnen som analyserades i växtproverna. Detektionsgränsen för klorfenolerna och klorkresolerna var 0,005 mg/kg Ts i samtliga analyser, medan detektionsgränsen för herbiciderna varierade mellan 0,13 och 0,019 mg/kg Ts.

Tabell 4. De föroreningar som analyserades i växtproven från försök 2 och 3.

Herbicider	Klorfenoler	Klorkresoler
Bentazon	2-klorfenol	2-Klor-2-metylfenol (2-Klor-o-kresol)
Mekoprop	3-klorfenol	4-Klor-2-metylfenol (4-Klor-o-kresol)
MCPA	4-klorfenol	
2,4-D	2,6-diklorfenol	
2,4,5-T	2,4+2,5-diklorfenol	
Ioxinil	3,5-diklorfenol	
Bromoxynil	2,3-diklorfenol	
2,4-Diklorprop	3,4-diklorfenol	
Klopyralid	2,4,6-triklorfenol	
Fluroxipyr	2,3,6-triklorfenol	
Dinoseb	2,3,5-triklorfenol	
2,4,5-TP	2,4,5-triklorfenol	
2,6-Diklorbenzamid	2,3,4-triklorfenol	
Imazapy	3,4,5-triklorfenol	
Kvinmerac	2,3,5,6-tetraklorfenol	
Metomitron	2,3,4,6-tetraklorfenol.	
Diuron	2,3,4,5-tetraklorfenol	
2(4-Klorfenoxi)propionsyra	Pentaklorfenol	
2,6-Diklorprop		
Isoproturon		
DNOC		

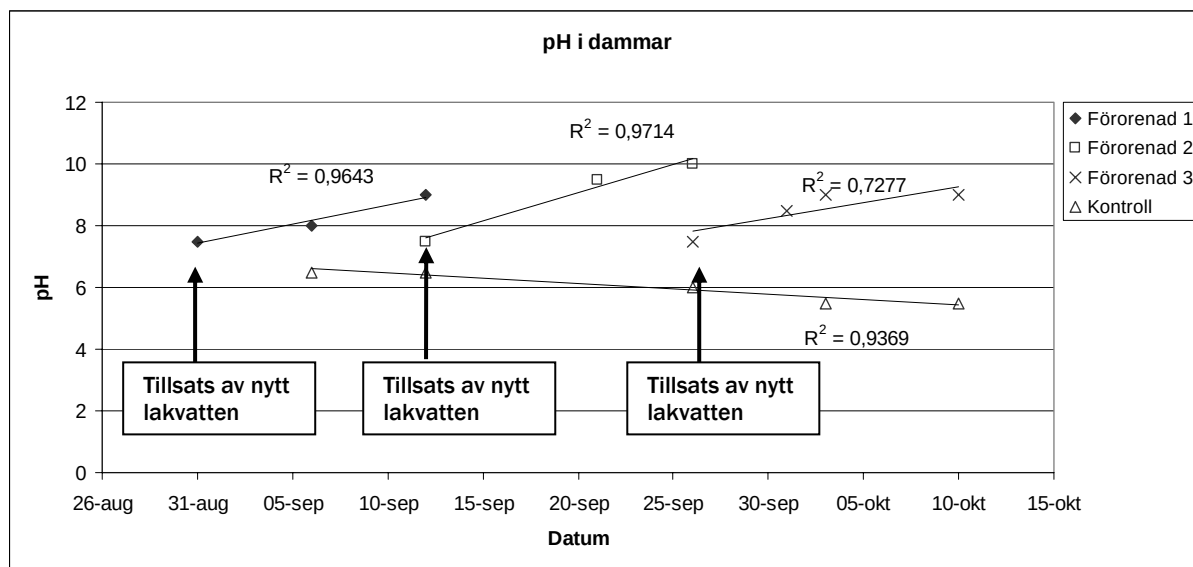
Visuell bedömning

Under försökets gång noterades den påverkan på växternas hälsa som kunde ses (mässfärgning av blad etc.). På samma sätt jämfördes växternas rötter mellan de olika behandlingarna då plantorna skördats.

Resultat och diskussion

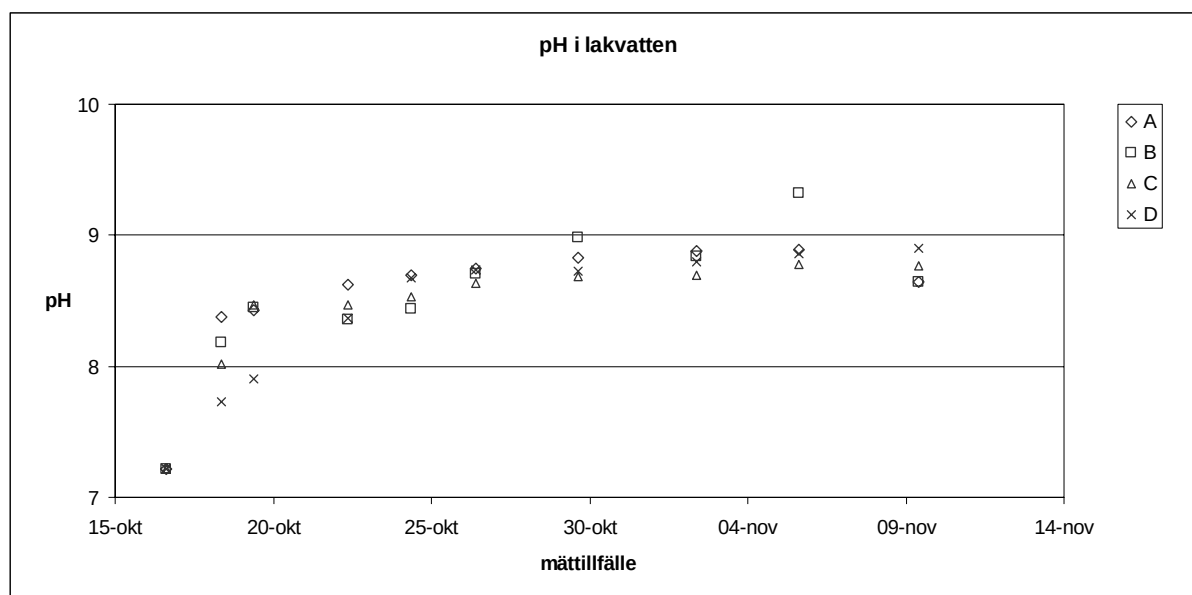
pH-mätningar i damm och laboratorium

pH mättes dels i fält i försöksdammarna, men även i laboratorium.



Figur 5. pH-värden uppmätta i fält. Förorenad 1, 2 och 3 är samtliga mätserier från dammen med lakvatten och kontroll utgör pH värden uppmätta i den rena kontrolldammen.

I Figur 5 är det tydligt att pH i det förorenade vattnet stiger efterhand och sjunker vid de tillfällen då största delen av dammens vatten ersatts med nytt lakvatten från BT Kemi-området. Kontrolldammens pH sjunker däremot svagt under försökets gång.



Figur 6. pH-värden i laborieförsök på lakvatten från BT Kemi-området (A är ljus, B är ljus+andmat, C är utan ljus, D är utan ljus+andmat).

I laborieförsöket (Figur 6) steg pH från 7,2 till ungefär 9 under försökets gång. Ingen signifikant skillnad visades mellan de olika behandlingarna ($p < 0,05$, t-test). Det tyder på att pH-ökningen inte orsakades av andmat eller fotokemiska reaktioner, men det kan inte uteslutas. Vi tror att pH-ökningen kan bero på biotisk och/eller abiotisk nedbrytning av föroreningarna i lakvattnet.

Näringsinnehåll i jord och lakvatten

I Tabell 5 nedan visas näringshalten dels i de tre olika jordtyper som användes i bädden och i växthuset men även näringshalten i lakvattnet då det pumpats direkt ifrån lakvattenbrunnen. Dessa resultat visar att det fanns mest kväve i den mest förorenade jorden α .

Tabell 5. Näringshalten i jordproverna α , β och γ i $\mu\text{g/g}$ torrs substans (TS), samt näringshalt i dräneringsvattnet i mg/l .

Prov	Al	B	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Zn	NO ₃ -N	NH ₄ -N
α	0,63	0,545	2217	-	0,49	104	48,9	0,70	15,1	-	-	2,58	2,82
β	0,81	0,351	1939	-	0,66	95	108,4	0,20	52,7	-	-	0,91	1,88
γ	0,04	0,318	2399	-	0,03	64	98,1	0,09	9,3	-	-	1,19	0,92
lakvatten	0,06	0,058	151	0,0003	1,7	7,82	13,8	-	-	0,215	0,030	0,051	0,797

Föroreningshalt

Jord

När föroreningshalten i de tre olika jordarna analyserades var dessa inte lika förorenade som förväntat. Inga föroreningar kunde påvisas i kontrolljorden, inte heller i den som antogs vara lågt förorenad. I den mycket förorenade jorden påvisades endast herbiciden Mekoprop (0,075 mg/kg Ts) och klorkresolen 4-klor-2-metylphenol (0,11 mg/kg Ts). Detta antas bero på att de förorenade jordarna legat

blottade sedan dess att deras föroreningsinnehåll bestämdes i oktober och november 2005. När jordarna analyserades 2005 fanns klara skillnader i föroreningsinnehåll, men dessa kunde inte påvisas under vårt försök. Under den tidsperiod som passerats mellan 2005 och 2007 kan föroreningarna ha lakats ur jorden. Vidare kan avsaknaden på skillnad i föroreningsgrad jordarna emellan bero på att jorden är väldigt heterogen, och att den fraktion av jorden som togs till försöket inte innehöll de höga nivåer som tidigare uppmätts.

Detta innebar ett problem eftersom både försök 1 i bädden och försök 2 i växthuset byggde på att jordarna var förorenade. Avsaknad av föroreningar i jordarna innebar att växterna inte skulle kunna visa på en varierande tillväxt med de olika föroreningskoncentrationerna. Det var inte heller möjligt att avgöra om salix eller poppel var bäst på att ackumulera föroreningar eller om växterna ackumulerar mest föroreningar i stam eller i blad. I ett försök att visa skillnader i ackumulering mellan salix och poppel vattnades därför hälften av växterna i växthuset med lakvatten med ett känt föroreningsinnehåll (Tabell 3).

Trots att nästan inga föroreningar kunde ses i de analyserade jordproven kan det ändå finnas föroreningar i jordarna, fast under detektionsnivåerna. Det kan mycket väl vara så att tillväxten påverkas av föroreningskoncentrationer som är under detektionsnivåerna.

Växter

Föroreningar påvisades i de båda växtproven med andmat från den förorenade dammen men inte i andmatskontrollen (Tabell 6). Föroreningar fanns också i proven med blad och stam från salix som odlats i förorenade jord och vattnats med lakvatten samt i blad från salix som odlats i endast förorenad jord och även i bladen från kontrollen. I de poppelprover som analyserats kunde inga nivåer över detektionsgränsen påvisas.

Tabell 6. De föroreningar och halter som påvisats i växtproverna från försök 2 och 3 i pilotstudien.

Ämnena	Andmat	Andmat sköljd	Blad salix vattnad	Stam salix vattnad	Blad salix förorenad jord	Blad salix kontroll
2-klorfenol	0,13					
3-klorfenol	0,0078					
4-klorfenol	0,54	0,0085		0,012		
2,4+2,5-diklorfenol	0,18	0,15	0,0075		0,009	0,007
3,4-diklorfenol	0,019	0,020				
2,4,5-triklorfenol	0,019					
4-Klor-2-metylfenol (4-Klor-o-kresol)	0,68	0,20	0,013		0,03	0,020

Inga herbicider kunde påvisas i något av proven. Detta kan bero på att de herbicider som fanns i störst koncentrationer i lakvattnet, exempelvis mekoprop, 2,4-diklorprop, 2,4,5-TP, och 2(4-klorfenoxy)-propionsyra, alla utgörs av fenoxysyror som relativt lätt bryts ner.

Resultatet från föroreningsanalyserna tyder på att salix lättare tar upp klorfenoler och klorkresoler än poppel. Eftersom analysmetoden endast ser föroreningarna i dess ursprungliga form, och inte dess metaboliter, är det möjligt att poppel också tar upp föroreningarna, men i lägre koncentrationer eller att de är effektivare på att bryta ner föroreningarna än vad salix är. Ingen skillnad kunde heller ses på tillväxten mellan de poppelplantor i växthuset som bevattnades med lakvatten och de som fick kranvatten ($p > 0,05$, t-test) (sid 20). Det är därför mycket troligt att även poppel hade ett upptag av föroreningarna, men möjligen lägre än för salix. Ett annat alternativ kan vara att popplarna påverkas av föroreningarna i marken utan att ta upp dem. I Figur 7 är det tydligt att föroreningarna missfärgar växternas rötter. Det är möjligt att rötterna tar skada så att en minskad tillväxt blir resultatet utan att ett upptag av ämnena sker.

Eftersom föroreningar påvisades i både blad och stam från salix som bevattnats med lakvatten, visar detta att växterna tar upp dessa föroreningar och att en translokation sker. Halterna var dock mycket låga. Det ämne som påvisades i stammen var 4-klorkresol och i bladen fanns det 4-klorkresol, 2,4- och 2,5-diklorfenol, vilket innebär att samma föroreningar inte fanns i hela växten.

Föroreningarna 2,4- och 2,5-diklorfenol samt 4-klorkresol påvisades i bladen för salix både i kontrollen och då de odlats i förorenad jord, men inga föroreningar kunde ses i stamproverna från dessa behandlingar. Sannolikheten att detta är ett resultat av att proverna blandats ihop är mycket låg. Konsekvent i alla övriga analyser har bladproverna vägt mindre än hälften av stamproven och vikten på de prov i vilka föroreningarna fanns tyder på att det rör sig om blad. Stamprovet från salix som vuxit på förorenad jord innehåller inte några klorfenoler eller klorkresoler, vilket antingen betyder att alla föroreningar translokerats till bladen och ackumulerats där, eller inte tagits upp i stammen alls. Även kontrollen som varken planterats i förorenad jord eller vattnats med lakvatten visar på ett upptag i blad, vilket tyder på att de ämnen som påvisats i samtliga bladprov från salix och inte i stammarna, alltså 2,4- och 2,5-diklorfenol samt 4-klorkresol, tagits upp via bladen ifrån atmosfären. Vid flera tillfällen kunde den mycket speciella BT Kemilukten kännas i växthusen innan det vädrats ut. Föroreningarna fanns uppenbarligen i luften i växthusen och ett intag via klyvöppningarna är tänkbart. Av de föroreningar som finns på BT Kemi-området är det främst klorfenolerna och dinoseb som har en tydlig lukt, klorkresoler luktar också, men något svagare, och fenoxisyrorna är luktlösa (Teurneau 2007). Den förorenade jorden som användes innehöll endast mycket lite föroreningar och det är troligt att största delen av klorfenolerna och klorkresolerna i luften kom från lakvattnet som användes för bevattning.

Tabell 7. Kemiska egenskaper för de ämnen som förekom i växtproverna, samt deras föroreningshalt i lakvattnet och var i växterna de återfanns. OS står för osköljd andmat och S står för sköljd andmat.

Ämnen	log K _{ow}	Ångtryck	Henrys konstant	Föroreningshalt (µg/l)	Salix	Andmat
2-klorkfenol	2,15	2,53	5,59·10 ⁻⁷			OS
3-klorkfenol				0,32		OS
4-klorkfenol	2,39	0,087	5,92·10 ⁻⁷	0,5	Stam	OS, S
2,4-diklorfenol	3,06	0,12/0,06	3,5·10 ⁻⁶	1,40	Blad	OS, S
2,6-diklorfenol	2,75	0,036	2,7·10 ⁻⁶	0,19		
3,4-diklorfenol	3,33	0,02	3,1·10 ⁻⁷	0,86		OS, S
2,4,5-triklorfenol	3,72	0,008	1,6·10 ⁻⁶	0,22		OS
2,4,6-triklorfenol	3,69	0,008	2,6·10 ⁻⁶	0,03		
4-klor-o-kresol	2,63	0,0240	1,1·10 ⁻⁶	34	Blad	OS, S

I Tabell 7 visas några av de kemiska egenskaper som föroreningarna har, samt föroreningshalt i lakvattnet och i vilka prover de återfanns. De föroreningar som fanns i bladproven från salix var de som fanns i högst koncentration av respektive föroreningsgrupp, 2,4 och 2,5-diklorfenol samt 4-klorkresol. Att dessa ämnen finns i högst koncentration i luften är inte konstigt eftersom 2,4-diklorfenol har ett relativt högt ångtryck, vilket gör att det lättare avdunstar. 4-klorkresol har däremot ett lägre ångtryck, men eftersom detta ämne finns i en högre koncentration i vattnet kan fortfarande en betydande mängd finnas i luften.

I stamproven från salix återfanns endast 4-klorkfenol. Detta ämne har ett log K_{ow} större än 1,5 och mindre än 3, vilket tyder på att ett upptag är möjligt. Det har även ett relativt lågt ångtryck vilket medför avdunstar i samma utsträckning som 2,4- och 2,5-klorkfenol. Dessa kriterier uppfylls även av 2,6-diklorfenol, men detta ämne finns i något lägre koncentration än 4-klorkfenol i lakvattnet. 4-klorkresol har också egenskaper som tyder på att det borde kunna tas upp i stammen, men det kunde inte påvisas i den här studien. Det skulle kunna bero på mikrobiell nedbrytning i rotzonen, att ämnets

struktur hindrar det från att tas upp eller att det binds in eller bryts ned via andra mekanismer i roten och stammen än i bladen.

Ucisik et al. (2007) studerade upptaget av 2,4-diklorfenol i *Salix viminalis* som odlats i hydrokultur och sand. De fann att vid tillförsel av mellan 9,1 och 44,4 mg/l 2,4-diklorfenol ackumulerades ämnet främst i roten, därpå i stammen och lägst koncentration uppmättes i bladen. Dessa tillförselkoncentrationer är mer än tusen gånger så höga som de för 2,4-diklorfenol i lakvattnet från BT Kemi-området. Någon studie över upptag av klorfenoler i poppel har vi inte funnit. Dock har poppel använts inom en rad olika fytoremedieringsprojekt. Upptag av de organiska föreningarna TCE och MTBE har visats för poppel (Newman et al. 1999, Hong et al. 2001, Ma och Burken 2003).

Det prov av *L. minor* som analyserades utan att först sköljas med rent vatten visade på ett upptag av föroreningar. De ämnen som påvisades i andmatsprovet var 2-klorfenol, 3-klorfenol, 4-klorfenol, 2,4+2,5-diklorfenol, 3,4-diklorfenol, 2,4,5-triklorfenol och 4-klorkresol. Det andmatsprov som sköljdes tre gånger med destillerat vatten innan det skickades iväg för analys innehöll de föroreningar som fanns i högst koncentration i det första provet, vilket då var 4-klorfenol, 2,4 +2,5-diklorfenol, 3,4-diklorfenol samt 4-klorkresol. Det verkar då till stor del vara koncentrationen som avgör vilka ämnen som tas upp. Att även det sköljda provet innehöll föroreningar tyder på att ett upptag skett eller en starkare adsorption och att föroreningarna inte endast fanns i det lakvatten som genom kapillärkraft följde med biomassan. Inga föroreningar kunde påvisas i kontrollen.

Visuell bedömning

Försök 2

Rötter

Vid skörd av växterna i försök 2 avlägsnades jorden mekaniskt från rotsystemet genom avsköljning med vatten. Detta gjorde det möjligt att efter skörd visuellt jämföra plantornas rötter från de olika behandlingarna. Både för salix och poppel var rötter på de plantor som vattnats med lakvatten missfärgade och mörka (Figur 7). De individer som odlades i förorenad jord, men som inte vattnades med lakvatten hade en färg som kunde liknas med ett medelvärde mellan de två övriga behandlingarna. Rötterna var där delvis missfärgade men i en ljusare nyans.

Att rötterna tagit någon skada av lakvattnet kunde dock inte ses. Det fanns ingen uppenbar storleksskillnad mellan rötterna i de olika behandlingarna och inte heller har någon skillnad i växtens totala tillväxt kunnat noteras.



Figur 7. Rötter från häckvide (*Salix xsmithiana*) som odlats i förorenad jord och bevattnats med lakvatten (vänster) och som odlats i kontrolljord (höger).

Blad

I försök 2 kunde man på de poppelplantor som bevattnats med lakvatten efter några veckor se att det innersta bladet på vissa skott vissnade. Detta kunde inte ses på de övriga behandlingarna eller på salixen. Övriga blad på dessa individer verkade inte heller påverkade.

Försök 3

Under de perioder när pH-värdet var högt i dammen med förorenat lakvatten kunde man på olika sätt se att andmaten påverkades. Dels tappade andmaten färg och fick en mer brunaktig nyans. Den fick även både längre och grövre rötter.

Tillväxt

Försök 1

Överlevnad

I bäddförsöket hade plantorna en relativt god överlevnad. Två individer av salix dog, en i kontrolljorden, jord γ , och en i den lågt förorenade jorden β .

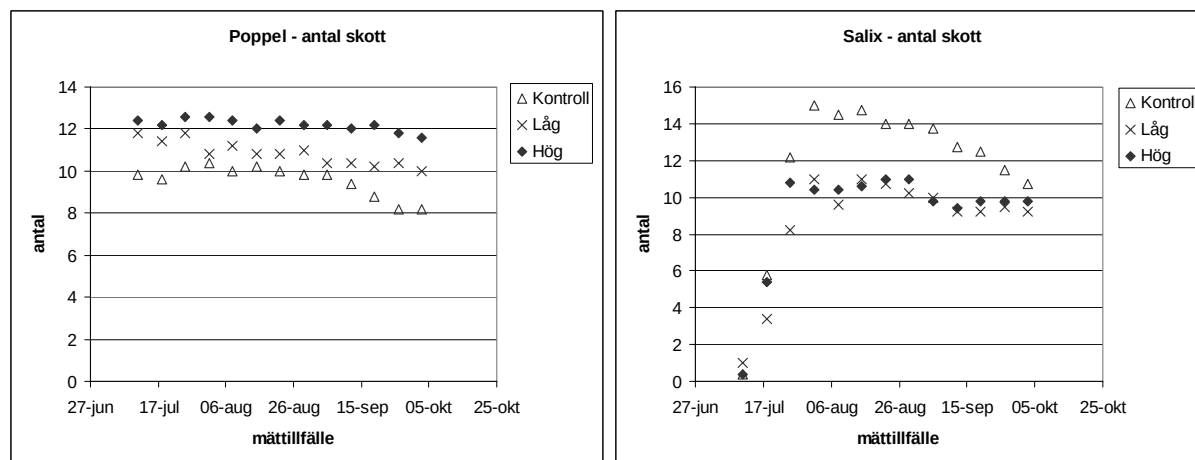
Samtliga popplar överlevde och tillväxte bra. Mot försökets slut blev dock kontrollindividerna utsatta av ett snigelangrepp och förlorade då ett flertal blad.

Antal skott

I försök 1 noterades antalet levande skott för varje individ av de båda arterna. Ett medeltal för mängden skott visas i Figur 8. För poppel har de plantor som odlats i den mest förorenade jorden α signifikant ($p < 0,05$, t-test) fler skott än den medelförorenade jorden β och kontrollen γ . Detta antas bero på att α -jorden har ett bättre näringsinnehåll.

Salixplantorna hade vid försökets början några längre skott sedan de under en period stått i en hink i väntan på plantering. Efter planteringen vissnade dessa skott bort. Eftersom detta inte berodde på de olika behandlingarna togs dessa tidiga värden inte med i resultatet. Plantorna i de förorenade jordarna visades plana ut tidigare i skottantal än de plantor som växte i kontrolljorden. Därefter avtog antalet skott för kontrollerna så att samtliga behandlingar mot försökets slut hade ungefär samma antal skott. Ett sådant resultat kan bero på att salixplantorna i de förorenade jordarna kan ha hämmats av

föroreningarna i marken, trots att de var under detekterbara nivåer. Då antalet levande skott hos kontrollplantorna kom att avta i en större utsträckning än hos övriga behandlingar, blev det dock ingen större skillnad mellan antal skott i de olika behandlingarna vid försökets avslut. Detta tyder på att salix kan vara mer känslig för den förorenade jorden än poppel.



Figur 8. Antal levande skott i medeltal för salix och poppel odlade i jordar med varierande föroreningshalt i bädden.

Skottlängd

Tillväxten av det första och tredje skottet visade sig vara signifikant högre i den mest förorenade bädden jämfört med kontrollbädden ($p > 0,05$, t-test). Detsamma gällde för det första skottet vid jämförelse mellan den lågkontaminerade och högkontaminerade jorden. Detta tyder på att popplarna tillväxte bättre i den mer förorenade jorden. Även andra tecken på bättre hälsa i den mest förorenade bädden kunde anas vid jämförelse av färgen på bladen i de olika behandlingarna, de var mycket mer mörkgröna i denna bädd. Den mest förorenade jorden visade sig även ha ett högre näringsinnehåll än kontrolljorden (sidan 16), vilket kan vara en orsak till den ökade tillväxten. Växter kan även tillgodogöra sig vissa föroreningar som näring och andra föroreningar kan fungera tillväxtstimulerande. Exempel på detta är cyanid och PAH:er (Thygesen och Trapp 2002). På BT Kemi-området finns det fenoxysyror, vilka är herbicider som fungerar som tillväxthormon för växterna. Detta gör att de i hög halt får växterna att "växa ihjäl", medan de i lägre halter kan vara tillväxtstimulerande (Nationalencyklopedin 2007). Fenoxysyror bryts dock lättare ner än klorfenoler och kunde inte påvisas i jorden. I detta fall är det troligt att den högre tillväxten orsakades av det högre näringsinnehållet i jorden, särskilt då tillförsel av förorenat vatten till popplarna i växthuset inte gav en högre tillväxt än kontrollen.

För övrigt kunde ingen annan signifikant skillnad visas mellan de olika behandlingarna i bädden.

Försök 2

Överlevnad

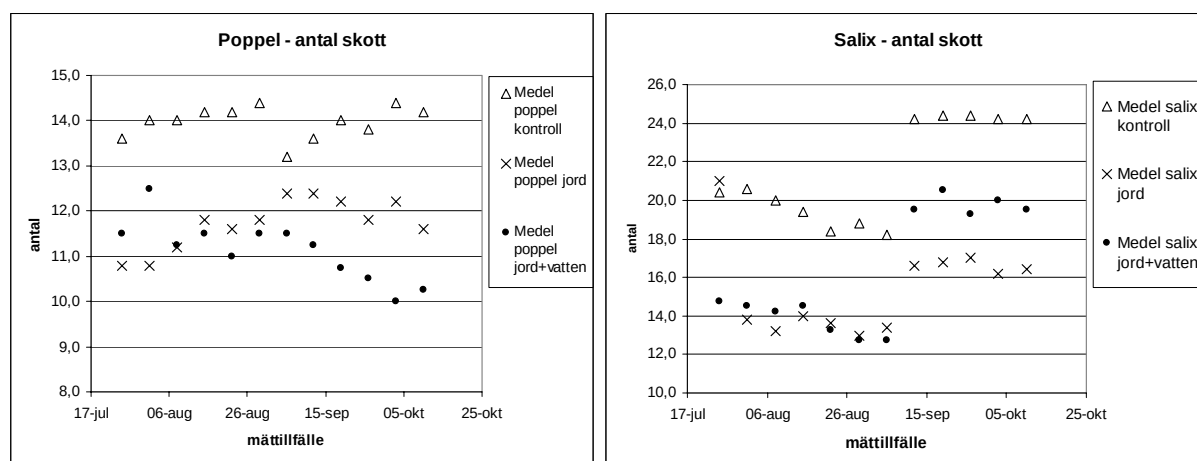
I växthuset och speciellt bland salixplantorna fanns en hel del individer som inte överlevde. Av de som dog växte två plantor i kontrolljord och sex plantor i förorenad jord. Totalt hade det då planterats sju salixkontroller och 14 med förorenad jord. Samtliga plantor dog innan vecka fyra, alltså innan bevattningen med förorenat lakvatten började. Eftersom både salixindivider i förorenad jord och kontrolljord dog, antas detta inte bero på föroreningshalterna i jorden, utan snarare att de hade svårt att etablera sig i krukorna och att det vid några tillfällen under etableringsfasen blev väldigt varmt i växthuset.

Av popplarna dog en individ som odlades i förorenad jord. Även den dog tidigt under försöket gång. Inga extra poppelplanter planterades och det fanns under försökets gång då totalt fem popplar i kontrolljord och tio popplar i förorenad jord.

Det var betydligt fler salixplanter som dog än popplar, vilket kan bero på att salixen planterades som nyligen rotade sticklingar, medan popplarna var ett år gamla med betydligt större rotsystem. Det kan alltså vara att föredra att plantera äldre planter, då detta ökar sannolikheten för överlevnad. Dock kommer äldre planter även att innebära en försvård plantering och större kostnader.

Antal skott

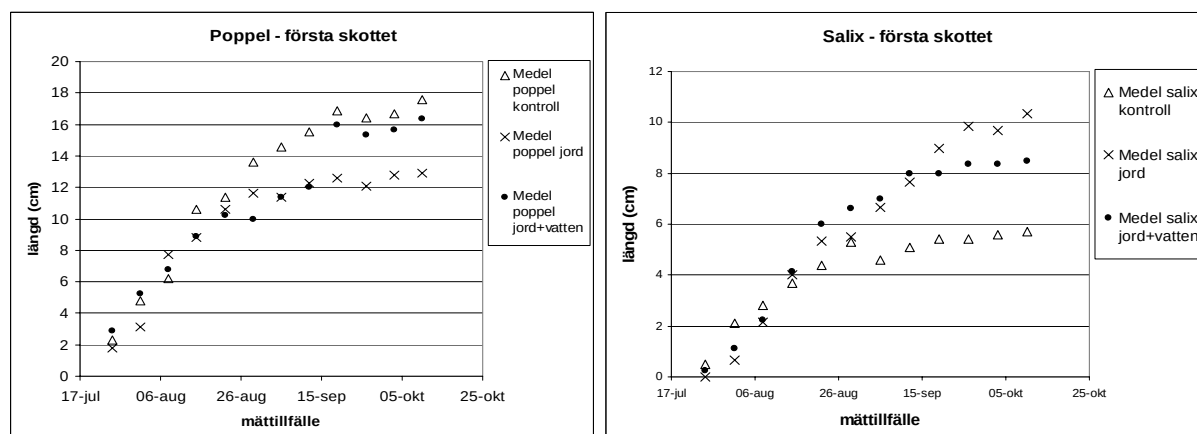
Figur 9 visar hur medelantalet skott varierade för poppel och salix. Från den 3 september vattnades växterna i växthuset med näringsberikat vatten en gång i veckan. Detta påverkade antalet skott i stor utsträckning, särskilt för salix.



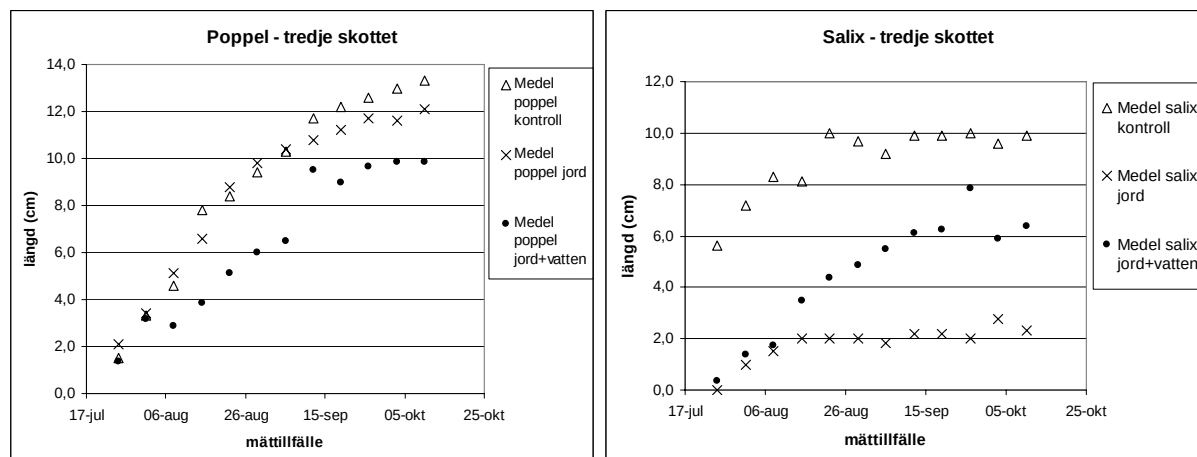
Figur 9. Diagram över det totala antalet skott i medeltal i de tre behandlingarna i växthuset på poppel respektive salix under försöksperioden.

Den 22 augusti började hälften av plantorna i förorenad jord att bevattnas med förorenat lakvatten från BT Kemi-området. Därefter verkade skillnaden i tillväxt mellan de olika behandlingarna sakta öka (Figur 9). Ingen signifikant skillnad i antalet skott kunde ses för salixen ($p > 0,05$, t-test). För poppeln var däremot antalet skott högre i kontrollen jämfört med de båda andra behandlingarna ($p < 0,05$, t-test).

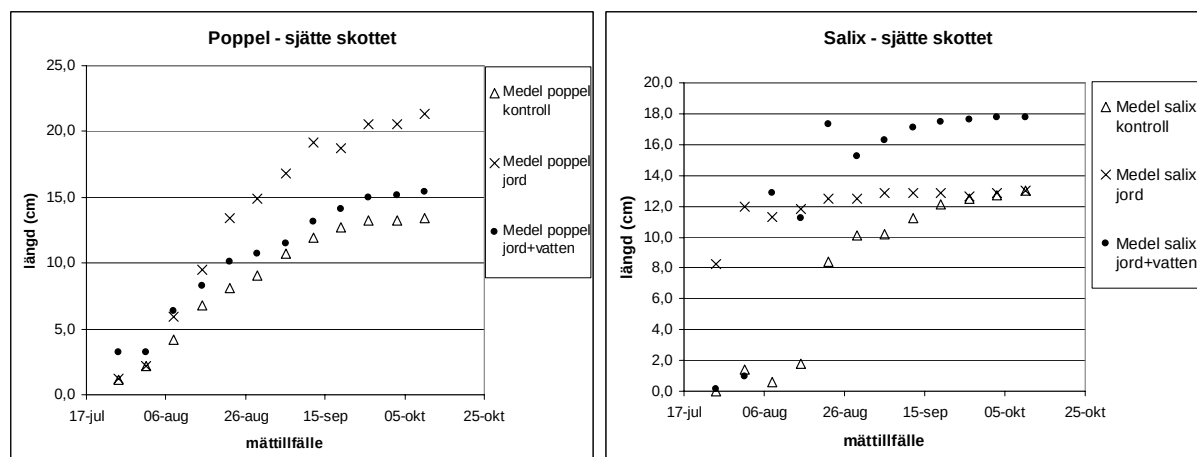
Skottlängd



Figur 10. Medellängd på det första skottet på poppel respektive salix från de tre behandlingarna i växthuset under försöksperioden.



Figur 11. Medellängd på det tredje skottet på poppel respektive salix från de tre behandlingarna i växthuset under försöksperioden.



Figur 12. Medellängd på det sjätte skottet på poppel respektive salix från de tre behandlingarna i växthus under försöksperioden.

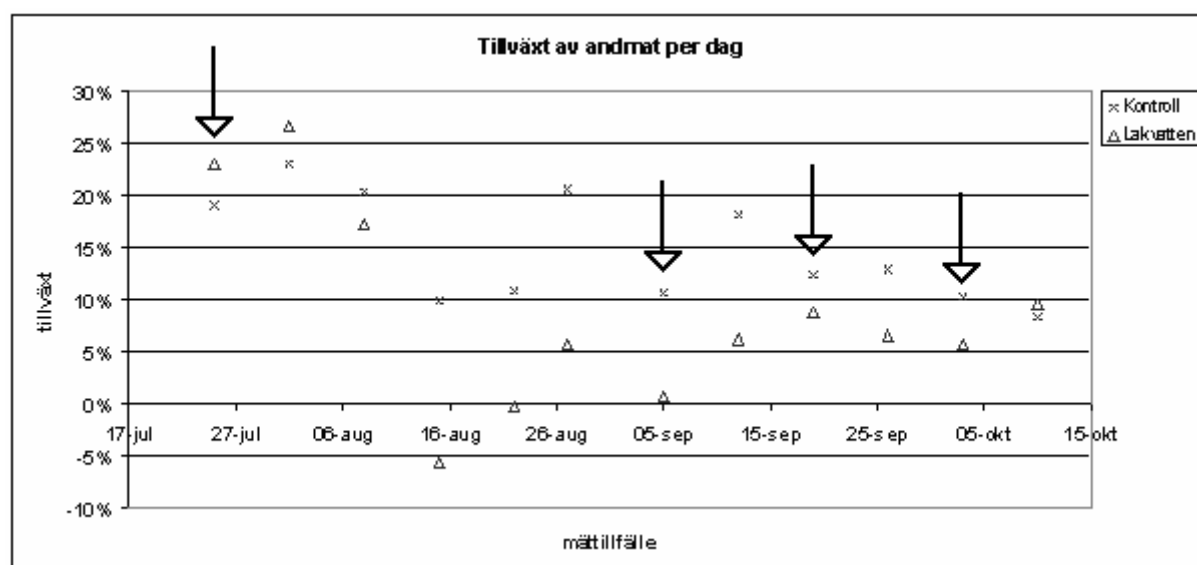
I Figur 10 till Figur 12 visas medeltillväxten för det första, tredje och sjätte skottets längd för salix respektive poppel. Dessa figurer visar att vilken behandling som ger högst tillväxt varierar mellan de olika skotten, vilket tyder på att skillnaderna i de olika behandlingarnas påverkan på tillväxten är minimal. Ingen signifikant skillnad ($p > 0,05$, t-test) på skottlängden kunde ses mellan de olika behandlingarna.

Generellt kan man dock i Figur 10 till Figur 12 se att tillväxten avtar under försökets gång. Detta kan bero på att växtsäsongen närmar sig sitt slut och temperaturen och antal soltimmar blir lägre, och behöver därför inte bero på jordarnas föroreningsgrad.

Vikt

Plantorna i växthuset vägdes före och efter försöket och ingen signifikant skillnad mellan de tre olika behandlingarna kunde ses ($p > 0,05$, t-test).

Försök 3



Figur 13. Tillväxten per dag av *L. minor* i båda dammarna. Pilarna markerar de dagar då nytt lakvatten tillfördes dammen.

I Figur 13, visas tillväxten av *L. minor* i både den förorenade dammen och kontrolldammen per dag. Pilarna markerar de dagar som färskt lakvatten tillfördes dammen. Mängden andmat mättes då innan dammen nästintill tömdes på vatten. Bortsett från de två första veckorna och möjligtvis även vid det sista mättillfället, växte andmaten betydligt bättre i kontrolldammen. Tillväxten i kontrolldammen avtog under försökets gång, vilket antas bero på att växtsäsongen närmade sig sitt slut.

Det förorenade lakvattnet visade sig hämma tillväxten av *L. minor*. Detta var som tydligast då lakvattnet fått stå i dammen ett par veckor. I början av försöket och då gammalt lakvatten i dammen ersatts med nytt var det tydligt att andmaten mätte bättre. Andmatens färg var då grönare och rötterna hade en mer normal längd. Därför antas att det är pH-förändringen som sker i lakvattnet som hämmar tillväxten. Ett annat möjligt alternativ är att samma mekanism som ger upphov till ett högre pH också ger nedbrytningsprodukter som kan ha toxiska effekter på växtligheten.

Slutsatser

Vår pilotstudie av fytoremediering på BT kemiområdet visade att salix kan ta upp klorfenolen 4-klorfenol i stam och 2,4 +2,5-diklorfenol samt 4-klorkresol i blad. Inget upptag av föroreningarna kunde påvisas i poppel, men eftersom våra försöksjordar innehöll mycket låga koncentrationer av föroreningar kan vi inte utesluta att även poppel kan ta upp dessa föroreningar.

Då tillväxten av salix och poppel jämfördes mellan förorenad jord och kontrolljord kunde ingen signifikant skillnad ses mellan plantornas vikt i de olika behandlingarna. Antalet skott för poppel i växthuset visades dock vara högre för individerna som vuxit i kontrolljord än de som odlats i förorenad jord eller vattnats med lakvatten. I bädden var det däremot tydligt att både första och tredje skottet var signifikant längre i den mest förorenade jorden än i kontrollen och att även det första skottet var längre i den högförorenade jorden än i den lågförorenade.

Vi kunde även se föroreningar i det andmatsprov som inte sköljts efter upptag samt i det som sköljts, men då i något lägre koncentrationer. Då även det sköljda provet innehöll föroreningar tyder detta på att ett upptag skett eller en starkare adsorption och att föroreningarna inte endast fanns i det lakvatten som följde med biomassan.

Det lakvatten som finns på BT Kemi-området visade sig hämma tillväxten av *L. minor*, vilket antagligen berodde på det höga pH som uppstod.

Vad kunde ha gjorts annorlunda?

Under pilotstudiens gång har vi insett en rad olika förbättringar som vi skulle göra om möjlighet för ytterligare ett försök fanns. Dessa presenteras nedan.

- Föroreningskoncentrationen i jorden borde bestämmas innan planteringen av växterna.
- Jorden kan vara mycket heterogen och en omblandning eller homogenisering bör noggrant övervägas. Det skulle kunna ge ett tydligare resultat, men blir samtidigt mindre likt verkligheten.
- Plantering borde ske tidigare på året.
- Studien borde vara under en längre tidsperiod för att se om det leder till högre koncentrationer i växterna.
- För att kunna göra en jämförelse mellan de två olika arternas upptag borde plantorna vara av samma ålder och storlek.
- Det hade varit en fördel om plantorna inte hade haft några skott innan försökets början.
- Fler replikat och fler analyser så att man även erhöll en varians inom varje behandling. Fler analyser kommer dock att innebära en mycket stor kostnad, så betydelsen av detta bör övervägas mycket noggrant.
- Då även en kontroll i växthuset visades innehålla föroreningar hade det varit intressant om nollproverna för salix analyserats för att utesluta att plantorna var förorenade från början. I detta fall fanns ingen tid för ytterligare en analys, men kan vara bra att ha i åtanke om försöket skulle upprepas.

Vidare forskning

Vid genomförandet av denna pilotstudie erhöles en rad olika intressanta resultat som vi ansågs skulle kunna följas upp i en kommande studie. Att pH i lakvattnet steg är ett sådant exempel. Vid odling av andmat i sådant lakvatten i saneringssyfte måste pH justeras så att tillväxten inte hämmas. Det är då bra att först avgöra orsaken till denna pH-höjning. Det pH-försök som vi utförde visade att det

troligtvis inte berodde på påverkan från andmaten eller på fotokemiska reaktioner, men detta kan dock inte uteslutas och en mer utförlig studie skulle behövas.

Likaså är det intressant att se om pH-höjningen uppstår då föroreningarna bryts ned. Kan då nedbrytningshastigheten påskyndas genom att jämvikten förskjuts?

En annan mycket intressant upptäckt i denna studie var att salix kan ta upp organiska föroreningar från atmosfären och kanske även från jorden eller vattnet som de bevattnades med.

Referenser

- Analycen. 2007a. Analysrapport nr. V023955-07.
---. 2007b. Journalnummer: A026529-A026533.
---. 2007c. Journalnummer: A029751-A029756.
Analytica. 2007a. Ordernummer: T0708081.
---. 2007b. Ordernummer: T0708542.
- Arvidsson, B. 2007. Hybridasp och poppel - Två snabbväxande träslag för de bästa markerna i Sverige. In [url: <http://www.skogsplantor.se/upload/Folder%20Hybridasp%20Poppel.pdf>] 2007-11-21. Svenska Skogsplantor AB.
- Bevmo, L. & P. Englöf. 2004. BT Kemi huvudstudie, version 2. ed. SWECO VIAK.
- Castiglione, S., C. Franchin, T. Fossati, G. Lingua, P. Torrigiani & S. Biondi (2007) High zinc concentrations reduce rooting capacity and alter metallothionein gene expression in white poplar (*Populus alba* L. cv. Villafranca). *Chemosphere*, 67, 1117-1126.
- Day, J. A. & F. M. Saunders (2004) Glycosidation of chlorophenols by *Lemna minor*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23, 613-620.
- Ensley, H. E., H. A. Sharma, J. T. Barber & M. A. Polito. 1997. Metabolism of chlorinated phenols by *Lemna gibba*, duckweed. In *ACS Symposium Series; Phytoremediation of soil and water contaminants*, 238-253.
- Ferro, A. M., R. C. Sims & B. Bugbee (1994) Hycrest crested wheatgrass accelerates the degradation of pentachlorophenol in soil. *Journal of Environmental Quality*, 23, 272-279.
- Hong, M. S., W. F. Farmayan, I. J. Dortch, C. Y. Chiang, S. K. McMillan & J. L. Schnoor (2001) Phytoremediation of MTBE from a groundwater plume. *Environmental Science and Technology*, 35, 1231-1239.
- Jönsson, L. 2007. bitr projektledare, BT Kemi Efterbehandling, 2007-10-22.
- Komarek, M., P. Tlustos, J. Szakova, V. Chrastny & V. Ettler (2007) The use of maize and poplar in chelant-enhanced phytoextraction of lead from contaminated agricultural soils. *Chemosphere*, 67, 640-651.
- Ma, X. & J. G. Burken (2003) TCE diffusion to the atmosphere in phytoremediation applications. *Environmental Science & Technology*, 37, 2534-2539.
- Meers, E., B. Vandecasteele, A. Ruttens, J. Vangronsveld & F. M. G. Tack (2007) Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany*, 60, 57-68.
- Nationalencyklopedin. 2007. Fenoxisyror. In [url: http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=168387] 2007-11-26.
- Naturvårdsverket. 2007. Läget i landet - efterbehandling. In [url: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Laget-i-landet---efterbehandling/>] 2007-10-30.
- Newman, L. A., X. Wang, I. A. Muiznieks, G. Ekuan, M. Ruszaj, R. Cortellucci, D. Domroes, G. Karscig, T. Newman, R. S. Crampton, R. A. Hashmonay, M. G. Yost, P. E. Heilman, J. Duffy, M. P. Gordon & S. E. Strand (1999) Remediation of trichloroethylene in an artificial aquifer with trees: A controlled field study. *Environmental Science and Technology*, 33, 2257-2265.
- Olsson, T. 2007-10-15. Avdelningen för Västekologi och Systematik, Lunds Universitet.
- Oscarson, P. 2007. Redaktionskontoret, Oikos Ekologihuset, Sölvegatan 37, 223 62 Ekologihuset. 2007-11-28.
- Spriggs, T., M. K. Banks & P. Schwab (2005) Phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in manufactured gas plant-impacted soil. *Journal of Environmental Quality*, 34, 1755-1762.
- Svalövs Kommun. 2006. BT Kemi Efterbehandling, skede förberedelser - genomförda och planerade åtgärder.
- Teurneau, B. 2007. Utredning rörande luftföroreningar och luktolägenheter inför planerade efterarbeten. SWECO VIAK.
- Thygesen, R. S. & S. Trapp. 2002. Phytotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to willow trees. 77-82. *Journal of soils and sediments*.
- Ucsik, A. S., S. Trapp & K. O. Kusk. 2007. Uptake, accumulation, phytotoxicity, and removal of 2,4-dichlorophenol in willow trees. 1165-1171. *Environmental toxicology and chemistry*.

Exempel på fytoremediering

Fytoremediering	Medium	Status	Föroreningar Inblandade	Växter	Område	Referens
Fytoextraktion	Gruvavfall	Lyckad pilotfältstudie med högt upptag	Zn, Cd	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Pennsylvania, USA	Schnoor 1997
	Jord	Lyckat fältförsök	Ni, Zn, Sr, Cs och Cd	<i>Brassicaceae</i> hyperackumulerare	Storbritannien, Tjernobyl i Ukraina	McCutcheon och Schnoor 2003
	Jord	Lyckat fältförsök	Pb	<i>Brassica juncae</i>	New Jersey, USA	Schnoor 1997
	Jord	Laboratorieförsök	Cr, Zn, Hg, Ag, Se	<i>Salix</i> spp., <i>Kochia scoparia</i> , <i>Brassica napus</i>	USA	McCutcheon och Schnoor 2003
	Jord	Laboratorieförsök	Perklorat	Våtmarks-saltväxter	USA	McCutcheon och Schnoor 2003
Fytodegradering	Avfall med träskyddsmedel	Påbörjat fältförsök	PCP, PAH	Hybridpoppel	Oregon, USA	Schnoor 1997
	Avfallsvatten	Lyckat pilotförsök	Fenoler, anilin och andra aromater	Pepparrot		McCutcheon och Schnoor 2003
	Avrinning från lantbruk	Fullskala	Atrazin, nitrater	Hybridpoppel	Iowa, USA	Schnoor 1997
	Grundvatten	Påbörjat fältförsök	TCE, PCA (1,1,2,2-tetraklorethan)	Hybridpoppel, <i>Populus</i> spp.	Maryland, USA	Schnoor 1997
	Grundvatten	Påbörjat fältförsök	TCE	Hybridpoppel, <i>Populus</i> spp.	Texas, USA	Schnoor 1997
	Grundvatten	Påbörjat fältförsök	TCE	Hybridpoppel, <i>Populus</i> spp.	Washington, USA	McCutcheon och Schnoor 2003
	Grundvatten, jord	Påbörjat fältförsök	BTEX, TPH	Hybridpoppel	Utah, USA	Schnoor 1997
	Våtmark	Fullskalig sanering med 90 % borttag	TNT, RDX	Vattenpest, kaveldun, kanariegräs	Tennessee, USA	Schnoor 1997
	Våtmark	Påbörjad fullskala	TNT, RDX	Naten, särv, arrowrot, hybridpoppel	Iowa, USA	Schnoor 1997

Bilaga I

Fytoremediering

Fytoremediering	Medium	Status	Föroreningar inblandade	Växter	Område	Referens
Utökad rhizonebrytning	Jord, våtmark	Lyckat fältförsök	Kolväten, BTEX, PAH:er, PCP, TCE			McCutcheon och Schnoor 2003
	Jord, våtmark	Fältförsök	BTEX	Vitrötsvamp (<i>Phanerochaete chrysosporium</i>)		McCutcheon och Schnoor 2003
Rhizofiltrering	Ytvatten	Lyckat fältförsök	Cs, Sr	Solros (<i>Helianthus annuus</i>)	Tjernoby, Ukraina	Schnoor 1997
	Ytvatten	Lyckat pilotförsök	U	Solros	Ohio, USA	Schnoor 1997
	Ytvatten	Påbörjat försök	U och nitrat	Solros och senap	Colombia, USA	Schnoor 1997
Fytostabilisering	Gruvavfall, jord lakvattensediment	Används i praktiken	Metallförorenat avfall	Gräs	USA, Storbritannien	McCutcheon och Schnoor 2003
	Gruvavfall	Ej lyckat, 95 % av växterna dog	As, Cd	<i>Populus</i> spp.	South Dakota, USA	Schnoor 1997
	Jord	Lyckad återplantering på starkt metallförorenad mark vid smältverk	Pb, Zn, Cd	<i>Populus</i> spp.	Kansas, USA	Schnoor 1997
Hydraulisk kontroll	Grundvatten, avfallsvatten, lakvatten	Lyckat fältförsök	TCE, PCE, MTBE, CCl ₄	<i>Populus</i> spp.		McCutcheon och Schnoor 2003
Fytoavdunstning	Avloppsvatten, jord	Se tas delvis upp och avdunstar	Se	<i>Brassica</i> spp.	Kalifornien, USA	Schnoor 1997
	Grundvatten	Lyckat fältförsök	Tritium			McCutcheon och Schnoor 2003

Referenser

McCutcheon, S. C. & J. L. Schnoor. 2003. Overview of phytotransformation and control of wastes. In *Phytoremediation - transformation and control of contaminants*, eds. S. C. McCutcheon & J. L. Schnoor. John Wiley & Sons inc.

Schnoor, J. L. 1997. Phytoremediation of soil and groundwater. In *Technology evaluation report*, ed. GWRTAC.

Enkätundersökning till Länsstyrelserna – Sammanställning

Sammanställning med de frågor som skickades ut till samtliga länsstyrelser och de svar som kom in.

	Har du hört talas om fytoremediering?	Är detta en saneringsmetod som du tycker låter intressant?
Blekinge	Ja	Ja
Dalarna	Ja	Ja
Gotland	Ja	Vet ej
Gävleborg	Ja	Ja det är intressant med naturliga och mindre kostnadskrävande saneringsmetoder.
Jämtland	Ja	Det är alltid intressant att höra om metodutveckling. Varje förorenat område har sina egna förutsättningar och olika kostnadsbild för sanering.
Jönköping	Ja, metoden är bekant men endast som metodbeskrivning. Om resultat, utvärdering och effektuppföljning av metoden finns så har det enligt vår uppfattning inte nått ut i någon större omfattning till efterbehandlingsbranschens aktörer.	Ja, men för att bli riktigt intressant måste effektuppföljningen av pågående projekt visa att det är en tillförlitlig metod.
Kronoberg	Ja	Jag tror inte på metoden för de objekt som är aktuella inom en överskådlig framtid. De områden vi kommer att jobba med är starkt förorenade och föreningen har i de flesta fall gått ner djupt i jordlagren. Om det ens skulle vara möjligt att använda metoden så skulle saneringarna ta mycket lång tid med bl.a. fortsatt spridning av föreningen under hela saneringstiden.
Norrbottn	Ja	Ja, till viss del
Värmland	Ja	Ja
Västerbotten	Ja, till viss del, men vi har inte sett metoden användas.	Ja, för vissa områden.
Västernorrland	Vi har inte några kunskaper om fytoremediering.	
Örebro	Ja	Ja
Östergötland	Ja	Allt som strävar efter att uppfylla miljömålet Giftfri miljö välkomnas som intressant.

Bilaga II

Fytoremediering

	Ser du det som rimligt att tillämpa fytoremediering i ditt län?	Hur många förorenade områden finns det i ditt län?
Blekinge	Ja, men troligtvis starkt begränsad användning.	Vi har identifierat bortåt 3 000 misstänkta platser. Av dessa uppskattar vi att några hundra, kanske upp mot 500 behöver åtgärdas på något sätt.
Dalarna	Ja	Vi har i vår databas ca 3600 objekt. Vissa av dessa är endast identifierade men ca 1500 är inventerade och riskklassade.
Gotland	Ja	300-400
Gävleborg	Ja. Vi har diskuterat det vid ett kreosotförorenat område men då föll det på att saneringstiden uppskattades till ca 25 år och det var alldeles för länge för kommunen. I detta fall är också föroreningshalterna av arsenik och PAH väldigt höga.	Utifrån inventering som sammanställdes förra året hade vi 12 objekt i riskklass ett och 98 objekt i riskklass två. I år kommer vi att sammanställa uppgifterna under november och då kommer en viss ökning att ses.
Jämtland	Inte undersökt möjligheten.	Ca 500 inventerade objekt.
Jönköping	Som ett komplement till mer etablerade metoder kan det säkert fungera på vissa områden.	Det finns ca 5 200 identifierade potentiellt förorenade områden i Jönköpings län.
Kronoberg	Inte i dagsläget.	Jag hänvisar till vår hemsida, www.g.lst.se . Om du är intresserad av hela landet så finns sammanställningar på naturvårdsverkets hemsida, www.naturvardsverket.se .
Norrbotten	Norrbotten har en relativt kort växtsäsong vilket begränsar metodens effektivitet	Uppskattningsvis ca 1000 st
Värmland	Ja, bör kunna tillämpas på några projekt	Ca 2 000
Västerbotten	Tveksamt här i Norrland, p.g.a. av kort växtsäsong, men kanske för områden där tiden inte är en begränsade faktor och som utan alternativa metoder, som exempelvis fytoremediering, inte skulle ha prioriterats.	Ca 2500 potentiellt förorenade områden och ca 350 riskklassade områden.
Västernorrland		Angående antalet förorenade områden, så har vi ca 2600 potentiellt förorenade områden i länet! Vi har i vårt regionala program svaren på era önskade frågor kring vårt läns arbete med förorenade områden. Jag skickar därmed er länken till detta, så kan ni där få svaren på hur vi arbetar i vårt län med frågorna. Där finner ni dels regionala programmet och dels dokumentet om de 2567 potentiellt förorenade områdena
Örebro	Eventuellt	Ca 3400
Östergötland	Det är en svårkontrollerad saneringsmetod vilket gör att den är svår att tillämpa. Idag får företag/bolag ofta krav att sanera ner till en viss nivå och att det ska vara klart inom en viss tid – metoden passar inte in på detta förhållningssätt	Vi har identifierat 4000 områden som kan vara misstänkt förorenade

Bilaga II

Fytoremediering

	Vad rör det sig om för typ av föroreningar?	Hur många saneringsprojekt pågår och är planerade?
Blekinge	Mest tungmetaller, PAH, dioxiner, klorfenoler, klorerade lösningsmedel, PCB	Olika objekt befinner sig i olika faser av utredning. För närvarande finns inget objekt som är så utrett att det finns en "regelrätt" färdig plan för sanering. Däremot pågår det här och var mindre och tämligen planlösa saneringar i samband med byggen. Kommunerna har mestadels hand om tillsynen och länsstyrelsen har dålig information om dessa saneringar men ser mer generellt att det finns betydande brister beträffande ambitioner och resultat både när det gäller utredningar, saneringar och uppföljning av saneringar.
Dalarna	Främst rör det sig om metaller från den gruvverksamhet som bedrivits här i stor grad. Sedan finns det även en rad andra typer av föroreningar, t.ex. tjära, PAH, kvicksilver i sediment m.m.	Fyra pågår för tillfället men ett flertal är planerade.
Gotland	Alla möjliga	1
Gävleborg	Tungmetaller i kisaska, arsenik, koppar, krom från träskyddsbehandling, dioxin och pentaklorfenol från blånadsskyddsbehandling, olja, PAH i tjära från tjärfabriker m.m.	Just nu pågår en sanering av marken vid Gasklockorna i Gävle. Inför de närmaste åren är cirka åtta saneringar planerade.
Jämtland	Det gäller oftast tungmetaller, PAH, dioxin, petroleumprodukter, PCB, bekämpningsmedel (DDT och hormoslyr).	Vi har 20 st. pågående saneringar (inte undersökningar). Det går inte att svara på antalet planerade eftersom flera av årets undersökningar inte är klara och avrapporterade än.
Jönköping	De vanligaste föroreningarna är tungmetaller, klorerade kolväten, dioxin, PAH, oljeföroreningar etc.	Med statliga medel pågår eller planeras åtgärder vid 5 områden. Inom tillsynen är det 2-3 områden.
Kronoberg	Se föregående fråga.	Se föregående fråga.
Norrbottn	Petroleum, metaller, PAH, dioxin m.m.	Antal saneringsprojekt som pågår och som finansieras med statliga bidrag är för närvarande 1, Nautanens gruvfält. Ytterligare ca 10 projekt är i utredningsskedet. Tre objekt är sanerade. Se vidare på vår hemsida,
Värmland	Tungmetaller, dioxiner, oljor, klorerade lösningsmedel - alla tänkbara föroreningar.	Pågående är ca 10, planerade minst lika många (på kort sikt).
Västerbotten	Tungmetaller, organiska och klororganiska föreningar.	Ett 15-tal undersökningar och saneringar pågår på Länsstyrelsens tillsynsobjekt. Sedan pågår också undersökningar och saneringar i länet som drivs av andra aktörer (kommunerna, Banverket, SPIMFAB, försvaret, Vägverket och Luftfartsverket).
Västernorrland		
Örebro	As, Cu, Pb, Zn, Cd, Cr, Hg, PAH, oljerester, pentaklorfenol, dioxiner, nitroaromater.	Tre saneringsprojekt är i startgruperna där förorenade massor ska grävas bort och fraktas till deponi.
Östergötland	Allt ifrån metaller till organiska föroreningar.	5-7 större och flera saneringar plus ett antal saneringsprojekt i samband med exploatering.

Bilaga II

Fytoremediering

	Finns det områden som ej planeras att saneras?	Skulle fytoremediering kunna tillämpas på dessa områden?
Blekinge	Länsstyrelsen har ännu inte tagit något beslut med den innebörden. Vad som har skett i kommunal regi är dåligt känt men eftersom man har genomfört många saneringar finns det troligtvis också många beslut som har begränsat saneringsinsatserna och fått till följd att föroreningar har lämnats kvar. Det är min personliga uppfattning att de kommunala miljömyndigheterna inte klarar av de starka exploateringsintressena som använder sig av drivna konsulter till att producera partsinlagor och till att företräda dem i olika sammanhang.	Länsstyrelsens sätt att arbeta innebär att alla saneringsmetoder skall övervägas. De områden som innebär liten risk kommer dock att prioriteras ned och kommer av den anledningen och att resurserna inte räcker kanske aldrig upp på agendan. Därför tror jag att fytoremedieringsmetoder främst kan komma att användas som kompletterande åtgärd på objekt som även genomgår sanering med andra metoder.
Dalarna	Området kring Falu Koppargruva är med på världsarvslistan och stora delar av detta område kommer av den anledningen inte att saneras. Kulturvärdet väger tyngre i detta fall.	Vissa delar eventuellt, beroende på kulturvärde och tillgänglighet m.m.
Gotland	Ja	Kanske
Gävleborg	Ja, om områdena är små och ligger så till att det inte finns något känsligt eller skyddsvärt i närheten så blir de inte prioriterade för fortsatt sanering.	Ja, t.ex. mindre föroreningar av tjära och nedbrytningsprodukter av dessa skulle ev. kunna brytas ned snabbare med hjälp av fytoremediering. Ett problem är att om området inte är prioriterat så får inte heller statsbidrag lämnas till undersökningar och åtgärder inom detta område.
Jämtland	Det finns 3 platser där fastighetsägaren vägrar sanering.	Ingen aning.
Jönköping	Ja, det finns områden som efter fördjupade undersökningar inte har bedömts utgöra så pass stor risk för människors hälsa eller för miljön att sanering är nödvändig.	Då åtgärd inte har bedömts nödvändig för dessa områden är inte heller fytoremediering aktuellt. Fytoremediering bör enligt vår mening ses som en av flera tänkbara åtgärdsmetoder att utreda på områden där sanering planeras.
Kronoberg	Målsättningen är att alla områden som innebär oacceptabla risker ska vara sanerade till år 2050.	-
Norrbottn	De statliga bidragen räcker inte för att sanera alla föroreningar, åtminstone inte på kort sikt. För närvarande prioriteras därför områden som tillhör de högsta riskklasserna, riskklass 1 och 2. Objekt i riskklass 3 och 4 kommer alltså inte att saneras inom de närmaste åren.	Vet ej. Typ av förorening, markförhållanden, växtsäsong, markanvändning, tidsåtgång etc är förhållanden som avgör om fytoremediering kan användas.
Värmland	Ja	I några enstaka fall kanske.
Västerbotten	De områden som innebär störst risk för människors hälsa och för miljön prioriteras i första hand för undersökningar och åtgärder. Vi uppskattar att ca 1500 områden med lägre risk antagligen aldrig kommer att saneras.	Fytoremediering skulle eventuellt kunna vara intressant för några av dessa områden. Men även om metoden inte är så kostsam ska någon betala för den. Det kräver också att en del tid läggs på att prioritera områden som är lämpliga för metoden.
Västernorrland		
Örebro	Ja	Eventuellt.
Östergötland	Ja det finns ett antal områden som inte anses vara så förorenade att det ekonomiskt miljömässigt och ekonomiskt motiverat att sanera områdena.	Tyvärr har jag ingen koll på dessa områden och deras förutsättningar så det är svårt att säga om fytoremediering är tillämplig.