

# Fytoremediering Danske forsøgsoprensninger og international litteraturgennemgang

Ulrich Gosewinkel Karlson

Danmarks Miljøundersøgelser  
Aarhus Universitet

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	9
1 GENNEMGANG AF DEN NUVÆRENDE VIDEN OM FYTOREMEDIERING	11
1.1 HVAD ER FYTOREMEDIERING?	11
<b>1.1.1 Tjærestoffer</b>	<b>11</b>
<b>1.1.2 Olieprodukter</b>	<b>13</b>
<b>1.1.3 Organiske tinforbindelser</b>	<b>14</b>
<b>1.1.4 Cyanid</b>	<b>14</b>
<b>1.1.5 MTBE</b>	<b>15</b>
1.2 FYTOREMEDIERINGENS GAVNLIGE EFFEKT (RENSNINGS- MEKANISME)	15
1.3 OPTAG AF ORGANISKE FORURENINGER I PLANTER	17
1.4 EFFEKT AF JORDFORURENINGER PÅ PLANTEVÆKST	18
1.5 FYTOSTABILISERING OG VEDVARENDE TEKNOLOGI	19
1.6 FYTO-OPRENSNING OG VEDVARENDE ENERGI	20
2 ERFARINGER MED FYTOREMEDIERING FRA DANSKE FELTFORSØG	23
2.1 INTRODUKTION	23
2.2 RESUMÉ AF DE TRE FELTFORSØG	23
<b>2.2.1 Feltforsøg i Vassingerød</b>	<b>24</b>
<b>2.2.2 Feltforsøg i Axerved</b>	<b>26</b>
<b>2.2.3 Feltforsøg i Valby slambassin</b>	<b>28</b>
2.3 SAMLET KONKLUSION FOR DE TRE FELTFORSØG	30
3 AFSLUTTENDE VURDERING	31
4 LITTERATUR	33



# Forord

I 1998 besluttede Miljøstyrelsen under Teknologipuljen for Jordforureningen at støtte undersøgelser om "fyto-oprensning", dvs. rensning af forurenede jord vha. vegetation. Formålet var at afklare, om fyto-oprensning kunne bruges som et økonomisk alternativ til traditionelle og delvis dyre jordrensningsmetoder. Man forventede, at man i feltforsøg efter 5 år ville kunne dokumentere virkningen. I årene før 1998 var der kommet en del begejstrede rapporter, især fra USA, om det store potentiale af den nye *in situ* teknologi, og derfor ville man gerne afprøve, om forhåbningerne fra udlandet kunne realiseres i Danmark.

Oprindeligt var der tale om rensning af jord for både tungmetaller (fyto-ekstraktion) og organiske forureninger (fyto-remediering). Indledende forsøg med bly-, zink-, og cadmium-forurenede jord i vækstkamre viste dog kun meget langsom optagelse af tungmetallerne i planter, så man ville i første omgang ikke gennemføre feltforsøg med denne jordforureningstype. Disse forsøg er rapporteret i et særskilt Miljøprojekt (Miljøstyrelsen, 2000). Til gengæld vurderede man, at der forelå tilstrækkelig dokumentation for effektiviteten af fyto-remediering til at sætte feltforsøg i gang.

Resultaterne af de omtalte feltforsøg bliver opsummeret og kommenteret i nærværende rapport.

Denne rapport er udarbejdet af Ulrich Bay Gosewinkel (tidligere Karlson) fra DMU. Forsøgslokaliteterne er stillet til rådighed af Københavns Kommune, det tidligere Frederiksborg Amt og Oliebranchens Miljøpulje, som alle har været medfinansierende på forsøgsoprensningerne



# Sammenfatning og konklusioner

Der er i litteraturen fundet mange rapporter, som påviser en effekt af fyto Remediering. Dette gælder for de fleste laboratorieundersøgelser og også for nogle feltundersøgelser, hvor der er påvist forbedringer af nedbrydningsrater og lavere slutkoncentrationer pga. beplantning. Der findes dog ikke rapporter om afslutning af fyto Remedieringsprojekter på feltskala, hvor man har rensset op til acceptkriterierne.

I perioden 1999 til primo 2006 har Miljøstyrelsen støttet feltforsøg om fyto Remediering på tre forskellige forurenede lokaliteter på Sjælland. Formålet med forsøgene var at tilvejebringe et videngrundlag for anvendelse af pil og poppel på lokaliteter forurenede med olie og tjærestoffer.

Overordnet blev det observeret på alle tre lokaliteter, at etablering af vegetationen varede omkring 3 vækstsæsoner. På alle lokaliteter var der problemer med, at nogle af træerne gik ud og skulle genplantes efter den første sæson, hvilket delvis skyldtes utilstrækkelig lugning, delvis overgødskning og delvis utilstrækkelige vækstforhold som f.eks. tørke tidligt om sommeren. Især poppel var følsom overfor utilstrækkelig pasning i den første vækstsæson. Problemerne skyldtes generelt ikke, at jorden var forurenede.

På to af de tre lokaliteter blev træerne analyseret for indholdet af giftstoffer. Det viste sig, at de overjordiske plantematerialer ikke indeholdt toksiske organiske stoffer. Dog var der på én af lokaliteterne en mistanke om toksicitet ved tungmetalforureninger, især Cd. Under forudsætning af, at der ikke dyrkes føde- eller fodervarer på forurenede grunde, opstår der ikke problemer pga. af eksponering af de overjordiske plantedele til mennesker og naturen, og ved hovedsagligt organiske forureninger kan fyto Remediering uden videre sikkerhedsforanstaltninger anvendes på offentligt tilgængelige grunde. Denne konklusion gælder dog indtil videre kun overjordiske plantedele. Ved betydelig tungmetalforurening bør plantematerialerne tjekkes for tungmetalindhold af hensyn til mulige nødvendige sikkerhedsforanstaltninger.

Pile- og poppeltræer kan under danske forhold anvendes til at fremme nedbrydning af kulbrinter, naftalen og BTEX i jordens umættede zone, samt zoner med fluktuerende vandstand. Nedbrydningshastigheden er ved et forsigtigt skøn anslået til 0,2 kg kulbrinter per kvadratmeter og år. Anvendelse af nitrat for at forøge nedbrydningsraten bør i de fleste tilfælde overvejes. Der er ikke fundet forskel mellem pilearter eller mellem pile- og poppeltræer med hensyn til deres evne til at fremme nedbrydningen af kulbrinter.

Omvendt er fyto Remediering ved den nuværende udvikling af teknologien ikke egnet til at oprense jord for tjærestoffer (PAH'er og NSO-forbindelser) indenfor en overskuelig tidsramme. Ligeledes er fyto Remediering ikke egnet som oprensningsteknologi for visse slamrelaterede stoffer (DEHP, NPE og LAS).

Beregning af tidshorisonten ved fyto Remediering er svært på basis af de foreliggende feltforsøg da datagrundlaget er for lille. Dette skyldes, at fyto Remediering foregår meget langsomt på feltskala. Dog kan man på det nuværende datagrundlag skønne, at tidshorisonter på op til 10 år er for korte til at opnå acceptkriterierne. Realistiske tidshorisonter for kulbrinter, naftalen og BTEX anslås at ligge et sted mellem 10 og 20 og måske flere år for kulbrinter, naftalen og BTEX.

Konklusionen er, at fyto Remediering p.t. ikke generelt kan anvendes som jordrensningsteknologi, fordi tidsrammen til opnåelse af jordkvalitetskriterier ikke med tilstrækkelig sikkerhed kan forudsiges, men formodentlig er for lange i forhold til grundejernes behov.

Men hvis grundejernes behov tillader, at arealet indtil videre henstår beplantet – dette kunne eventuelt anvendes til dyrkning af biobrændsel -- så er fyto Remediering på baggrund af de foreliggende erfaringer en mulighed til nedbringelse af forureningskoncentrationerne.



# Summary and conclusions

Successful phytoremediation at field scale, i.e. clean-up of soil to clean-up standards by using vegetation, has not been reported. There have only been partial successes, e.g., improvement of degradation rates or reduced final concentrations. The same is true for the majority of laboratory studies.

From 1999 to 2006, the Danish EPA supported three field-scale phytoremediation tests using willow and poplar on sites contaminated with petroleum and coaltar products.

It took three growth seasons to establish a vegetation cover on all three sites. Numerous trees had to be replanted, not because of soil toxicity, but because of agronomic problems like water stress, over-fertilization or lack of weeding.

One of the conclusions of the tests is that phytoremediation using non-crop plants is safe for use on public land. Plant shoots did not contain toxic organic compounds. However, in case of significant soil contamination with heavy metals, plant shoots should be checked for heavy metals.

In Denmark, willow and poplar can be used to accelerate the degradation of petroleum hydrocarbons, naphthalene and BTEX in the vadose zone and in the zone of a fluctuating water table. Degradation is estimated to be of the order of 0.2 kg hydrocarbons per square metre and year. However, phytoremediation is not usable for PAHs, NSO-substituted PAHs, DEHP, NPE and LAS.

Based on the existing knowledge from field experiments, it is not possible to estimate the time required for meeting clean-up goals using phytoremediation. However, a timescale of up to 10 years seems to be too short.

It can be concluded that at present, phytoremediation cannot be recommended as a clean-up technology in Denmark, because the time required for meeting clean-up goals is too uncertain and most likely not acceptable for site owners. However, if the owners opt to commit their land until further notice to growing renewable energy using willow or poplar, then phytoremediation or phytostabilisation can be a meaningful option with a very long-term clean-up goal. In the meantime, environmental and human exposure to soil contamination will be minimised as an effect of the vegetation.



# 1 Gennemgang af den nuværende viden om fytoremediering

## 1.1 Hvad er fytoremediering?

Fytoremediering er betegnelsen for en teknologi, hvor man oprensner jordforurening vha. vegetation. I et tidligere udgivet Miljøprojekt (Miljøstyrelsen, 1998) er der redegjort for eksisterende teknikker til oprensning af tungmetalforurening, herunder fytoremediering. I et andet tidligere udgivet Miljøprojekt (Miljøstyrelsen, 2001) er der redegjort for de forskellige involverede mekanismer og oprensningsteknikker for fytoremediering. Den dominerende mekanisme i de danske feltforsøg, som er indeholdt i nærværende rapport, vurderes at være bakteriel nedbrydning i planternes rodzone.

Der findes et stort antal publikationer om emnet. Flere review-artikler prøver at samle op på viden om særlige emner indenfor fytoremediering (Trapp & Karlson 2001; Campos, Merino et al 2008; Khaitan, Kalainesan et al 2006; Pilon-Smits 2005; Arthur, Rice et al 2005; Kuzovkina & Quigley 2005; Chaudhry, Blom-Zandstra et al 2005). Det nærværende sammendrag skal give et indtryk af de nyeste resultater fra forskningen, samt vurdere mulighederne for praktisk anvendelse af fytoremediering i den nærmeste fremtid. For at lette adgangen til dette komplekse emne er litteraturgennemgangen inddelt efter stofgrupper. Kommentarer er delvist indflettet i afsnittene om stofgrupper, men mest givet i den afsluttende vurdering.

### 1.1.1 Tjærestoffer

Tjærestoffer er en stofgruppe, der forekommer som forureninger bl.a. på gamle industrigrunde og i storbyernes jord. Vi finder dem som stofblandinger, der mest består af polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAHer) (Karlson et al 2006; Karlson et al 2007).

Der er talrige rapporter om fjernelse af PAHer fra jord vha. planter. Typiske forsøgsopstillinger sammenligner ikke-beplantet med beplantet jord, og flertallet af rapporterne slår fast, at PAHerne fjernes hurtigere, når jorden er beplantet. De mest imponerende resultater opnås i pottforsøg med frisk tilsat PAH. Resultater fra eksperimenter med frisk tilsat PAH kan ikke overføres til forurenede lokaliteter, fordi den "frie tilgængelighed" (accessibility) af de frisk tilsatte PAHer i starten vil være op imod 100 %, mens den frie tilgængelighed i jord fra en gammel forurennet grund vil være meget lav, muligvis helt ned mod 0 %. Dog kan denne type forsøgsopstilling bruges til at udpege den maksimalt mulige virkning af vegetation. Eksempelvis blev 96 % af benzo(a)pyren (BaP) fjernet i løbet af 90 døgn vha. en bælgplante (*Mimosa monancista*; på engelsk catclaw), mens kun 87 % blev fjernet i ubeplantet jord (Alvarez-Bernal et al 2007). Af tilsat pyren blev 38 % nedbrudt i løbet af 190 døgn vha. strandsvingel (*Festuca arundinacea*) og 30 % vha. hirse (*Panicum virgatum*), mens kun 4 % blev nedbrudt uden planter (Chen, Banks et al 2003). I et andet forsøg forsvandt alle 758 mg/kg pyren i løbet af 147 døgn fra jord med strand-

svingel (*Festuca arundinacea*), mens 82 mg/kg var tilbage uden planter (Chen and Banks 2004). I et andet laboratoriestudium var det ikke muligt at dokumentere en forøget fjernelse af tilsat phenanthren, anthracen og pyren fra en jord beplantet med flere nordamerikanske træarter (rød morbær, sort pil, hybridpoppel, platan, almindelig robinie). Jorden var i forvejen kendetegnet af en høj mikrobiel aktivitet (Mueller and Shann 2006).

Mindre imponerende jordrensningseffekter opnås med jord, der stammer fra en gammel PAH-forurening, som f.eks. en gasværksgrund. Dog var det alligevel muligt i uforstyrrede jordkerner fra en gasværksgrund at vise en fremmede effekt af forskellige træer på mikrobiel nedbrydning af acenaphthen, anthracen, fluoranthen, naphthalen og phenanthren, og rækkefølgen (i faldende orde) var sort pil (*Salix nigra*), ask (*Fraxinus pennsylvanica*) og hybrid-poppel (*Populus deltoides* x *P. nigra*) (Spriggs, Banks et al 2005). Ved brug af lucerne (*Medicago sativa*) blev der i løbet af 3 måneder fjernet mere end 50 % af indeno(1,2,3-c,d)pyren, dibenzo(a,h)anthracen og benzo(g,h,i)perylene, og mellem 20 og 30% af fluoren, benzanthracen, crysen, benzo(b+k)fluoranthen, benzo(a)pyren og dibenzo(a,i)pyren.

PAHer forekommer også i råolie og kan forurene kystnære havsedimenter, f.eks. efter en tankerulykke. Det blev observeret i et laboratorieeksperiment med akvarier (Huesemann, Hausmann et al 2004), at beplantning med ålegræs (*Zostera marina*) bevirkede nedbrydning af 59 % af PAHerne (2- og 3-ringede samt fluoranthen) i løbet af 5 måneder, mens kun 24 % (og kun 2- og 3-ringede PAHer) blev nedbrudt uden planter. Nedbrydningen skete i de øverste 3 cm af sedimentet. Iltmålinger i sedimentet viste, at virkningen af planterne var baseret på en iltningseffekt af sedimentet ved planterødderne. Mikrobiel nedbrydning af PAHer anses som en aerob (ilt-krævende) process. Bortset fra de øverste få millimeter er sedimenter normalt anaerobe (uden ilt).

Også i grundvand anses iltmangel for at være hovedårsag til manglende nedbrydning af PAHer og andre olieprodukter. I modsætning til sedimenter forventer man dog ikke, at beplantning kan bevirke iltning af grundvand i betydeligt omfang, hvilket mest skyldes at grundvandet ligger dybt i jorden, og at rødderne normalt ikke vil vokse i den vandmættede zone. Det er derfor bemærkelsesværdigt, at *in situ* målinger på en kreosotforurennet grund både om sommeren og om vinteren viste kraftigt forøgede respiration af naphthalen i grundvandet under popler (Pitterle, Andersen et al 2005). På den samme grund viste en anden undersøgelse (Widdowson, Shearer et al 2005), at PAH koncentrationer i den øverste del af grundvandet og i jordprøver fra de tilsvarende mættede og umættede zoner begyndte at falde, så snart rødderne var kommet frem, dvs. efter den tredje vækstsæson, dog var nedbrydningen i løbet af 7 år stort set begrænset til naphthalen, acenaphthylen og acenaphthen, dvs. de let nedbrydelige 2- og 3-ringede PAHer. Desuden var alle PAH-koncentrationer efter 7 år uændrede i den nederste del af grundvandet, hvor der stadig lå en 30 cm tyk oliefase af kreosot. Dette betyder at *in situ* fytoremediering af kreosotolie-forureningen i grundvandet vil tage betydeligt længere end 7 år, sandsynligvis mange årtier, selv hvis man kun regnede med de letnedbrydelige 2- og 3-ringede PAHer. Den begrænsende faktor for PAH fjernelsen er frigivelse af PAH fra den koncentrerende oliefase. Situationen i dette amerikanske studie minder om det danske feltforsøg i Vassingerød, hvor PAHerne også ligger koncentreret i et jordlag med en forurennet oliefase, dog ligger forureningen i Vassingerød i den umættede zone.

Nogle af resultaterne fra de citerede laboratorieforsøg rejser spørgsmålet om, i hvilken udstrækning forbehandlingen (opgravning, homogenisering, påfyldning i potter, gødning, osv.) af forsøgsjorden har en "priming effect" på

fjernelse af forureningsstofferne, dvs. om forbehandlingen bevirker utilsigtet forøgelse af mikrobiel aktivitet, fotokemiske reaktioner samt fordampning af forureningsstoffer ved ødelæggelse af aggregater, belysning og lufttilføjelse. Spørgsmålet er altså i hvilken udstrækning resultater fra pottforsøg kan overføres til *in situ* behandling? Præcist dette blev undersøgt med jord fra en kreosot-forurenede grund (Joner, Hirmann et al 2004) med konklusionen, at "priming effects" ofte har større betydning end effekten af den eksperimentelle beplantning. Derfor bør resultaterne fra pottforsøg til fjernelse af PAHer, tolkes forsigtigt, fordi den samlede PAH-fjernelse vha. planter er større, end det kan forventes ved *in situ* beplantning af en forurenede grund (altså feltforsøg, især feltforsøg uden bearbejdelse eller gødning af de eventuelt dybereliggende forurenede jordlag).

### 1.1.2 Olieprodukter

I et laboratorieforsøg med kunstig dieselforurening (Kim, Kang et al 2006), blev mikrobiel nedbrydning i løbet af 7 uger forøget fra 59 % til 83 % ved at så lucerne (*Medicago sativa*). Effekten skyldtes en betydelig forøgelse af antallet af jordbakterier (14 gange), især bakterier der nedbryder hydrokarboner (172 gange). Tilsvarende viste et jordløst laboratorieforsøg (Escalante-Espinosa et al. 2005), hvor jordforbedringsmidlet perlite var blevet kontamineret med olie fra en gammel olieforurening, at sump-planten *Cyperus laxus* voksede hurtigere, og at olienedbrydningen forgik dobbelt så hurtigt i løbet af 60 døgn, når planterne var podet med en blanding af olienedbrydende bakterier. Efter 180 døgn var olieffjernelsen 90 % vha. podede planter, og 85 % vha. ikke-podede planter. Dette viser, at podning med olienedbrydende bakterier i kunstige laboratoriesystemer i forsøgets indledende fase har en signifikant forbedrende effekt, hvilket fremhæver, at nedbrydningen er mikrobiel. Men det er tvivlsomt, om podning vil have en gavnlig effekt i en naturlig jord med en ældre forurening, hvor bakteriefloraen allerede har adapteret sig til forureningen. I et andet forsøg (Dominguez-Rosado & Pichtel 2004) i jord, som var kunstigt forurenede med 1,5 % brugt motorolie, medførte frøsaning en betydelig forøgelse af olienedbrydning i løbet af 150 døgn. Især en frøblanding af kløver (*Trifolium pratense* og *Trifolium repens*) og en frøblanding af solsikke og indisk sennep (*Helianthus annuus* og *Brassica juncea*) var effektiv.

Effektiviteten nåede 100 %, hvis planterne samtidigt blev gødet med NPK. Gødning alene, dvs. jordbehandling uden planter, havde dog også en gavnlig effekt, hvilket stemmer overens med ældre erfaringer fra såkaldt 'landfarming', hvor forurenede jord blev tilsat gødning, holdt fugtig og behandlet med en fræser for at fremme mikrobiel nedbrydning. I andre laboratorieforsøg (Liste & Felgentreu 2006; Liste & Prutz 2006), hvor der blev anvendt jord fra en gammel gasværksgrund, der var forurenede med petroleum-hydrokarboner (total petroleum hydrocarbons, TPH, op til 23.200 mg/kg) og PAHer (op til 2194 mg/kg), blev TPH og PAHer nedbrudt i kontrolprøver uden planter, mens beplantning af hamp, ærteblomster eller hvid sennep yderligere fremmede nedbrydning af TPH. Samtidigt blev antallet af TPH-nedbrydende bakterier i planternes rodzone forøget. I et feltforsøg blev piletræer (*Salix viminalis*) plantet i jord med et øvre lag af forurenede havneslam (Vervaeke, Tack et al 2005). Olieindholdet blev i løbet af 1,5 år reduceret med 57 %, og endda med 80 % i rodzonen af træerne, men kun med 15 % i den ikke-beplantede kontrol. Nedbrydning af PAHer i den samme jord, uden og med piletræerne, udgjorde 32 % i løbet af 1,5 år.

Der har været interesse for, om fytoremediering kan anvendes i tropen. I et laboratoriestudium blev nedbrydning af olien i løbet af 180 døgn fremmet ved

de tropiske græsarter *Brachiaria brizantha* og *Cyperus aggeatus* i jord kunstigt kontamineret med 5 % tung råolie (Merkl, Schultze-Kraft et al 2005a). PAH'erne, der var indeholdt i råolien, blev nedbrudt hurtigere i jord, der var beplantet med *Brachiaria brizantha*. I et andet laboratoriestudium (Sun, Lo et al 2004) blev adskillige hawaiiiske plantearter testet for deres evne til at vokse i og fremme nedbrydningen af en kraftig (op til 10 g/kg) dieselforurening. Træerne kiawe (*Prosopis pallida*), milo (*Thespesia populnea*) og kou (*Cordia subcordata*) viste sig velegnede. Det interessante ved forsøget var, at de gavnlige effekter også blev observeret, når man brugte saltvand (1 % NaCl) til vanding af planterne. Salt hæmmer de fleste plantearter, men mange steder i verden indeholder jorden salt, og det kan i enkelte tilfælde blive svært at skaffe ferskvand til vanding ifm. fyto Remedieringsprojekter.

### 1.1.3 Organiske tinforbindelser

Organiske tinforbindelser, som f.eks. tributyltin (TBT), er tidligere blevet brugt ved bundmaling af skibe. Havneslam, som er forurenede med TBT, anses for miljøfarligt affald og skal derfor behandles. Under aerobe forhold nedbrydes TBT langsomt ved dannelse af mellemprodukterne, di- og monobutyltin. Der forskes derfor i fyto Remediering af deponeret havneslam, hvor planternes rolle vil være at fremme nedbrydningen af TBT, bl.a. ved at forbedre iltningen af slammet. I feltforsøg viste det sig at byg, hirse, raps, siv og en kløver-græs blanding var tilstrækkelig salttolerante til at blive dyrket i frisk deponeret havneslam (Novak & Trapp 2005). Under byg blev TBT nedbrudt betydeligt hurtigere. Der blev observeret minimal optagelse af TBT og dets mellemprodukter i bygplanterne, men ingen i bygkorn. Planterne viste ingen tegn på følsomhed overfor TBT. I separate laboratorieundersøgelser viste det sig, at TBT ikke kan optages i hybridpil (*Salix viminalis* x *schwerinii*) (Ciucani, Mosbæk et al 2004), og at TBT ikke er toksisk overfor hybridpil (Trapp et al 2004).

Det må konkluderes, at TBT forureninger sandsynligvis ikke kan fjernes ved fytoekstraktion – fordi TBT ikke optages i planter -- men at der kan anvendes bygplanter til at fremme mikrobiel nedbrydning (fyto Remediering) af TBT i deponeret havneslam.

### 1.1.4 Cyanid

Cyanidforurenede jord forekommer på gasværksgrunde samt på gamle grunde fra den galvaniske industri og guldindustrien. Selvom cyanid er ekstremt giftigt, kan planter optage cyanid og omdanne det til en aminosyre, dvs. til noget ugiftigt (Trapp & Christiansen 2003; Larsen et al 2005). Omdannelsen i planter fremmes af varme, men optagelsen er lige så hurtig ved lavere temperaturer (Yu, Trapp et al 2005). Planter kan optage og fjerne cyanid fra jorden mindst så hurtigt som den opløses i jordvandet. Dette betyder, at vegetation ikke kun kan anvendes til fyto-ekstraktion af cyanid-forurenede jord, men også til "fyto stabilisering" (mere om fyto stabilisering nedenfor).

Det bemærkelsesværdige ved anvendelse af vegetation på cyanidforurenede jord er, at cyanid virker som kvælstofgødning for planterne. Ved fyto-ekstraktionsprojektet på Søllerød gasværk er poplernes vækst fremragende, og på Hasselager genbrugsplads voksede pil tydeligt bedst på de delarealer, hvor cyanidforurening var kortlagt. Der findes dog endnu ikke tilstrækkelige erfaringer for, hvor lang tid det vil tage at oprense jorden for cyanid. Pga. af de kemiske forhold ved cyanidforbindelser i jord er det forventet, at

frigivelseshastigheden af cyanid fra den bundne til den frit tilgængelige form er den begrænsende faktor, og at rensningsprocessen derfor vil tage mange år. Anvendelse af vegetation til fytostabilisering af cyanid ser dog lovende ud.

#### 1.1.5 MTBE

Methyl-**tert**-butylether (MTBE) er blevet brugt som tilsætningsstof i blyfri benzin og har i en periode været det mest producerede syntetiske stof i verden. Ved spild af benzin kan grundvand blive forurenet med MTBE, hvorefter vandet ikke længere kan drikkes, især pga. lugtgener. Anvendelse af planter til rensning af vand for MTBE er derfor blevet undersøgt. Det viste sig, at hverken MTBE eller dets mellemprodukt, **tert**-butylalkohol, ved realistiske koncentrationer er toksiske overfor hybridpil (*Salix viminalis* x *schwerinii*) (Trapp et al 2003) eller hængepil (*Salix babylonica* L.) (Yu & Gu, 2006). Desuden findes der intet tegn på nedbrydning af MTBE i planter. Men det viste sig, at træer, f.eks. fyr (*Pinus* sp.) (Arnold, Parfitt & Kaltreider 2007) eller hybrid popler (Ma, Richter et al 2004) hurtigt optager MTBE for derefter at fordampe det som en del af deres normale transpiration.

Dette betyder, at vegetation kan anvendes til fyto-ekstraktion af MTBE, og at afgrøderne ikke vil indeholde MTBE, fordi den er fordampet fra planterne. Mulighederne for *in situ* jordrensning vil dog være begrænsede, idet MTBE fordeler sig i grundvandet. Det er sjældent, at planterødder vokser i grundvand. Anvendelse af vegetation til fytostabilisering af MTBE kunne dog være en mulighed. Ligeledes er rensning af vand for MTBE i rodzoneanlæg eller "constructed wetlands" en nærliggende mulighed, i forbindelse med overfladevand.

#### 1.2 Fytoremedieringens gavnlige effekt (rensnings-mekanisme)

Der er enighed om, at fytoremediering af hydrofobe organiske stoffer er baseret på et samspil mellem planterne og nedbrydende bakterier i rodzonen (Trapp & Karlson 2001; Sheng & Gong 2006). Hvordan præcist samspillet fungerer, er endnu ikke helt afklaret, dog har det i flere feltforsøg vist sig, at jordens fysisk-kemiske egenskaber kan have stor indflydelse (Sung, Munster et al 2004). Men det er også blevet påpeget, at hver enkelt planteart danner sin egen type af f.eks. phenanthren-nedbrydende (Rugh, Susilawati et al 2005) eller diesel-nedbrydende (Palmroth, Munster et al 2005) bakterieflora. Afklaring af dette kan have betydning for, hvilken planteart man vælger for hvilke stoffer, og for hvilken type jord.

I et laboratorieforsøg med en gammel PCB-forurenet jord skete der en langsom nedbrydning af PCB efter beplantning med piletræer, dog kun hvis trærødderne var blevet podet med en særlig rodzone-koloniserende PCB-nedbrydende bakterie (Aguirre et al 2007). Podning af bakterier på jord uden planter havde ingen gavnlige effekt. PCB, især fra gamle forureninger, er svært nedbrydelig, og derfor antyder resultatet, at samspillet mellem planterødder og rodzone-bakterier kan blive særligt vigtigt, når jorden er forurenet med tungt nedbrydelige organiske forureninger.

Virningen af lucerne, strand-svingel, byg og hundegræs på nedbrydning af anthracen blev sammenlignet i et laboratoriestudium (Kim, Park et al 2004). Anthracen er forholdsvis svært nedbrydelig i jord pga. dets lave opløselighed i vand (Karlson et al 2006), og det viste sig, at lucerne kan fremme nedbrydningen af anthracen ved at opløse stoffet i jorden vha. udskillelse af

rodeksudater. Et andet laboratoriestudium (Mayer, Fernqvist et al 2007) har afprøvet rodeksudater fra pil med et negativt resultat, hvilket støtter formodningen om, at virkningen er afhængig af plantearten.

I et andet laboratoriestudium blev det undersøgt, hvilken effekt rodeksudater fra flere forskellige plantearter har på bakterier, der kan nedbryde PAH'er. Det viste sig, at rodeksudater faktisk kan nedsætte aktiviteten på enkeltcelle-niveau af de gener, der er ansvarlige for nedbrydning af naphthalen (Kamath, Schnoor et al 2004) og phenanthren (Rentz, Alvarez et al 2004). Men samtidig stimulerer rodeksudater bakterievæksten og det totale antal af bakterier forøges så meget, at den samlede bakterielle nedbrydningsaktivitet forøges. På den anden side blev bakteriell cometabolisme af benzo(a)pyren stimuleret af rodeksudater fra bl.a. hybridpil (*Salix alba* x *matsudana*), men ikke af salicylsyre, som ellers er anset som en aktivator af PAH-nedbrydningsgener (Rentz, Alvarez et al 2005). De forskellige resultater bekræfter hinanden, idet de begge dokumenterer en gavnlig virkning af rodeksudater på bakterievæksten. I overensstemmelse med disse resultater antyder flere undersøgelser, at planterødderne bevirker en forøgelse af antallet af alle bakterier i PAH-forurenede jord, men at antallet og aktivitet af PAH-nedbrydende bakterier ikke målrettet bliver fremmet (Liao & Xie 2006; Chen & Banks 2004). Til gengæld viser et laboratorieforsøg med kraftig TPH-forurenede jord (31 g/kg) samt flerårig rajgræs og lucerne, at planterødderne bevirker en ændring i sammensætning af jordens mikrobielle samfund, således at antallet af bakterielle TPH-nedbrydere stiger i forhold til ikke-nedbrydere (Kirk, Klironomos et al 2005). I jord med svag bufferkapacitet kan pH-værdien falde pga. af syreproduktion under nedbrydning af TPH, hvilket kan resultere i, at det er TPH-nedbrydende svampe, der forholdsvis bliver fremmet (Merkl, Schultze-Kraft et al 2006). Det er vigtigt at fastholde, at det kun er levende planter, der har disse virkninger på jordens mikroflora og ikke rådne plantematerialer. Der har nemlig været en del spekulation over, om rådne rødder ligeledes kan stimulere mikrobiel nedbrydning, men dette er i to laboratorieforsøg blevet afvist (Parrish, Banks et al 2005a; Mueller & Shann 2006). Faktisk havde rådne rødder den modsatte virkning på PAH-nedbrydning.

I jord vokser en del plantearter i symbiose med mykorrhiza-svampe. Mykorrhizaen bevirker, at planterne vokser bedre, fordi svampene forbedrer planternes nærings- og vandoptag. Det er derfor et oplagt spørgsmål, hvilken effekt tilstedeværelse af mykorrhiza har på nedbrydning af forureningsstoffer. I et laboratorieforsøg med mykorrhiza-svampen uden planter i PAH-forurenede jord bevirkede svampen, at nedbrydningen gik langsommere (Joner, Leyval et al 2006); dette skyldtes sandsynligvis, at svampen optog næringsstofferne, så de nedbrydende bakterier kom til at mangle dem. I praksis vil man kunne undgå sådan en situation ved at gøde jorden i tilstrækkelig omfang. I andre laboratorieeksperimenter (Gamal 2005; Rabie 2004; Liu, Luo et al 2004) ved dyrkning af flere forskellige plantearter i kunstigt forurenede jord, fandt man at PAH-nedbrydningen blev forøget af tilstedeværelse af mykorrhiza. Dette skyldtes, at plantevæksten var kraftigere, hvilket gav jordbakterierne et forbedret grundlag til nedbrydning af PAH'er. En tilsvarende forbedring af nedbrydning af råolie ved bønneplanter (*Vicia faba*) i ørkensand blev opnået ved at pøde rødderne med plantevækstfremmende bakterier, fordi planterne blev større og udviklede en større rodbiomasse (Radwan, Dashti et al 2005). Den samme effekt blev opnået ved simpelthen at gøde en tropisk græsart, der blev brugt til fyto Remediering af råolie (Merkl, Schultze-Kraft et al 2005b). Det er vigtigt at bemærke, at man i almen landbrugspraksis ikke behøver pøde planter med mykorrhiza-svampe, fordi svampene i forvejen findes i jorden.



Men på en forurenede gammel industrigrund bør man måske inkludere podning af frø eller stiklinger med mykorrhiza.

Det er en nærliggende tanke, at større planter virker bedst, fordi de har et større rodnet, og fordi nedbrydningen foregår i rodzonen. Dette viste sig at være korrekt i laboratorieforsøg med flere forskellige plantearter og med jord, der var forurenede med PAHer (Parrish, Banks et al 2004) og med tung råolie (Merkl, Schultze-Kraft et al 2005c). Nedbrydningen foregik hurtigst ved planterne med det største rodnet.

### 1.3 Optag af organiske forurenninger i planter

Det er blevet undersøgt om optag af olieprodukter, PAHer eller PCBer i planter kan bidrage til rensning af jord for disse forurenninger. Modelberegninger har vist, at dette ikke vil være af kvantitativ betydning (Trapp & Karlson 2001), og forskellige (bl.a. de i det følgende afsnit nævnte) målinger har vist det samme. Men i forbindelse med risikovurderingen af konkrete fytoremedierings-projekter er det vigtigt at forudsige, om overjordiske plantedele kommer til at indeholde PAHer eller PCBer fra jordforureningen. I laboratorieforsøg (White, J. C., Z. D. Parrish, et al. 2006) med jord med en gammel, dog kraftig Aroclor 1268 forurening (105 mg/kg), blev 1 mg/kg PCB akkumuleret i stænglerne af hvid lupine (*Lupinus albus*), 6-10 mg/kg i græskar (*Cucurbita pepo* ssp. *ovifera*) og agurk (*Cucumis sativus*), og 22 mg/kg i zucchini (*Cucurbita pepo* ssp. *pepo*). I en tilsvarende undersøgelse med PAH-forurenede jord (36,3 mg/kg) fra en gammel gasværksgrund fandt de samme forfattere mellem 0,2 og 2 mg/kg PAHer akkumuleret i stænglerne og bladene af græskar, agurk og zucchini (Parrish, White et al 2006). Ved dyrkning af flere andre plantearter i PAH-forurenede jord har man målt PAH-indholdet i de overjordiske plantedele og beregnet den såkaldte biokoncentrationsfaktor (BCF), dvs. forholdet mellem koncentrationen i planten og i jorden. Det viser sig, at BCF ikke er konstant, men er afhængig af den enkelte plantearter og den enkelte PAH-type. Desuden er BCF-værdierne stærkt afhængig af koncentrationen i jord, fordi man ved lavere jordkoncentrationer beregner højere BCF-værdier. Eksempelvis anvender et studium (Gao & Zhu 2004) jord med 133 mg/kg phenanthren og 172 mg/kg pyren og finder ved dyrkning af 12 forskellige plantearter BCF-værdier for de overjordiske plantedele på mellem 0,006 og 0,12 for phenanthren, og på mellem 0,004 og 0,12 for pyren. I andre studier beregnede man for papegøjeamarant (*Amaranthus tricolor* L.) BCF-værdier for de overjordiske plantedele for phenanthren på mellem 0,95 og 0,12 (svarende til 7,5-456,5 mg/kg i jord) (Ling & Gao 2004), for pyren på mellem 0,52 og 0,08 (svarende til 8,0-488,7 mg/kg i jord) (Ling & Gao 2004), og for pyren i rajgræs (*Lolium perenne* L.) på mellem 4,1 og 0,2 (svarende til 4-365 mg/kg i jord) (Xu, Chen et al 2005). Idet BCF beregninger er baseret på tørvægt, er den masse af PAHer, der faktisk er ekstraheret fra jord og overført til de overjordiske plantedele, forholdsvis lille, selvom BCF-værdierne ved første indtryk virker høje (Trapp 2006). Usikkerheden i bestemmelse af BCF-værdierne fremhæver desuden problematikken, der ligger i eksperimentelt og matematisk at anvende **koncentrationer** af hydrofobe organiske forurenninger i jord i stedet for **kemiske aktiviteter**, hvilket i andre sammenhæng også er blevet udpeget som et alvorligt konceptuelt problem (Reichenberg & Mayer 2006).

Forskningen i hele dette område er langt fra afsluttet. Eksempelvis er det muligt, at de omtalte BCF-målinger er urealistiske, fordi de alle er blevet gennemført med unge planter, dvs. at dyrkningsforsøgene blev afsluttet efter

28-60 døgn. Unge rødder, der kun er et par timer eller dage gamle, er mindre selektive mht. optagelse af organiske stoffer end ældre rødder, og det er tænkeligt, at forsøgsresultaterne ville være anderledes, hvis målingerne var blevet gennemført på ældre planter. En rapport om indholdet af PAHer i strandsvingel (*Festuca arundinacea*) og staudefirise (*Panicum virgatum*) efter 12, og i zucchini (*Cucurbita pepo*) efter 3 måneders dyrkning i potter med en kraftigt PAH-forurenede jord fra en gasværksgrund (Cofield, Schwab & Banks 2007a) viste at, i græsplanterne fandtes der ikke navneværdige PAH-koncentrationer, og i zucchini var PAHer under detektionsgrænsen. Ligeledes viste en feltundersøgelse, at koncentrationer af PCBer i den naturlige vegetation på en PCB-forurenede grund (op til 153 mg/kg) gennemgående var lave; den højeste koncentration blev fundet i strandsvingel (*Festuca arundinacea*) med 0,8 mg/kg, hvilket svarede til en BCF på 0,006 (Pavlikova, Macek et al 2007). Modelberegninger har vist, at den primære eksponeringsvej for overjordiske plantedele overfor hydrofobe organiske jordforureninger er gennem luften, dvs. resultatet af forsøgene er stærkt afhængig af, i hvilken udstrækning stofferne kunne nå bladene ved at fordampe fra jorden og diffundere ind i bladene. Det er indlysende, at laboratorieforsøg, der typisk gennemføres i vækstkamre, nemt kan medføre forøget optag fra jord til planter via luften.

Planter kan også uskadeliggøre monocykliske aromatiske ringforbindelser (Mithaishvili, Scalla et al 2005). Så forskellige plantearter som majs (*Zea mays* L.), havebønner (*Phaseolus vulgaris* L.), ærter (*Pisum sativum* L.) og græskar (*Cucurbita pepo* L.) kan udnytte stoffer som nitrobenzen, anilin og benzoesyre i deres stofskifte og omdanne det til CO<sub>2</sub>. Hvis planter også kan nedbryde polycykliske aromatiske ringforbindelser, vil dette have stor betydning for vores vurdering af risikoen, der udgøres af afgrøder fra fytoremedieringsprojekter. Indtil videre må det dog konkluderes, at man i forbindelse med risikovurdering bør være forsigtig, hvad angår indholdet af organiske forureninger i planter, som er blevet dyrket på forurenede grunde. Dyrkning af afgrøder, der indgår i fødekæden, bør derfor indtil videre udelukkes.

#### 1.4 Effekt af jordforureninger på plantevækst

Det er en forudsætning for succesfuld fytoremediering, at de organiske forureninger i jorden ikke hæmmer plantevæksten væsentligt. I et laboratorieforsøg med jord fra en gasværksgrund (Liste & Felgentreu 2006) var væksten af rajgræs, ærteblomster og hvid sennep efter 95 døgn reduceret med 50 % pga. forurening med TPH (1517 mg/kg) og PAHer (71,4 mg/kg). Til sammenligning lykkedes det i et feltforsøg af 8 måneders varighed (Huang, El-Alawi et al 2005) at undgå en toksisk effekt af 5 % TPH (slam fra et olieraffineri) i jorden ved at pøde planterne med vækststimulerende bakterier. Tid og planteart er åbenbart vigtige faktorer, idet flere publikationer nævner, at nogle planter begyndte at vokse senere. Eksempelvis døde tropiske bælgplanter i et laboratorieforsøg, der var baseret på frisk forurening med 5 % tung råolie, indenfor 2 måneder, mens tropiske græsarter i de første 3 måneder voksede langsommere, men til gengæld i de efterfølgende 3 måneder hurtigere (Merkl, Schultze-Kraft et al 2005a). I andre laboratorieforsøg var opvæksten af en blanding af solsikke og indisk sennep (*Helianthus annuus* og *Brassica juncea*) efter 150 døgn størst i jord, som var kunstigt forurenede med 1,5 % brugt motorolie (Dominguez-Rosado & Pichtel 2004), og bønneplanter (*Vicia faba*) voksede bedst i sand, der var forurenede med op til 1 % råolie

(Radwan, Dashti et al 2005). Et større feltforsøg med prærie-vegetation i Mexico viste, at anvendelse af op til 150 g/kg råolie ikke havde en varig effekt på planternes overlevelse, selvom væksten var nedsat ved de høje koncentrationer; dog fremmede olien spiring af vilde arter, og resultatet var en forøget diversitet af vegetationen (Rivera-Cruz & Trujillo-Narcia 2004). Forurening med diesel er tidligere blevet beskrevet som ikke-toksisk overfor hybrid-piletræer (*Salix viminalis* x *schwerinii*) i laboratorie- og feltforsøg (Trapp et al 2001).

Sammenfattende må vi konkludere at organiske forureninger i jorden ikke hæmmer plantevæksten væsentligt, men til gengæld i nogle tilfælde endda fremmer den.

## 1.5 Fytostabilisering og vedvarende teknologi

Ved at anvende flere forskellige biologiske toksicitetstest, bl.a. overlevelse af regnorm og spiring af salatfrø, blev jordens toksicitet målt under og efter fyto Remediering (Cofield, Schwab et al 2007b). Toksiciteten blev kraftigt nedsat som følge af fyto Remediering, det var dog ikke relateret til den totale PAH-koncentration; dvs. toksiciteten var nedsat, fordi fyto Remediering blev gennemført, ikke fordi jordens PAH indhold faldt. Der er siden kommet en klar erkendelse af, at toksiciteten af PAHer i jord er relateret til de enkelte PAH-typers **kemiske aktivitet** og ikke til deres **koncentration** (Mayer & Holmstrup 2008). Det kan formodes, at den omtalte toksicitetsnedsættelse under fyto Remediering skyldes, at fyto Remedieringsprocessen fjerner den frit tilgængelige fraktion af forureningen (Reichenbach & Mayer 2006).

Størrelsen af den frit tilgængelige fraktion er direkte relateret til den kemiske aktivitet, og det er derfor en nærliggende hypotese, at stoffets kemiske aktivitet vil tendere mod nul, når den frit tilgængelige fraktion af et stof fjernes ved fyto Remediering. Dette kan man forestille sig som en dynamisk proces, hvorved de PAHer, der med tiden bliver frigivet fra jordens bundne fraktion (bliver frit tilgængelige), løbende bliver nedbrudt vha. fyto Remediering. Hypotesen bliver støttet af en undersøgelse med PAH-forurenet jord (36,3 mg/kg) fra en gammel gasværksgrund, hvor PAHer, der blev akkumuleret i stænglerne og bladene fra græskar, agurk og zucchini, var faldende over fire vækstperioder (Parrish, White et al 2006), hvilket betyder, at de planter, der blev dyrket i frisk jord, fandt høje kemiske aktiviteter af PAHer (høje koncentrationer af frit tilgængelige PAHer) i jord, mens efterfølgende planter oplevede en meget reduceret frit tilgængelig PAH-fraktion i jorden pga. effekten af planterne fra den forrige vækstperiode.

Modelberegninger baseret på en matematisk model, der specielt blev udviklet for fyto Remediering af organiske forureninger (Sung, Corapcioglu et al 2004), forklarer situationerne, hvor vegetation ikke er i stand til at fremme nedbrydningen. Det er situationerne, hvor jordens mikrobielle aktivitet allerede er høj uden planter, eller hvor nedbrydningshastigheden er begrænset af frigivelseshastigheden fra den bundne fase af forureningsstofferne. I stedet for at opfatte disse situationer som en begrænsning af fyto Remediering, kunne man også se dem som en fordel: Hvis det kun er den frit tilgængelige (accessible) fraktion, der løbende bliver nedbrudt, og hvis det lykkes at forøge nedbrydningsraten af den frit tilgængelige fraktion vha. fyto Remediering til det maksimalt mulige, så betyder det også, at der til enhver tid kun er en minimal frit tilgængelig fraktion tilstede, hvilket er ensbetydende med lav kemisk aktivitet og lav toksicitet af de pågældende stoffer. Præcist dette blev undersøgt i et laboratorieforsøg med PAH-forurenet jord af 12 måneders

varighed (Parrish, Banks et al 2005b); den frit tilgængelige fraktion af PAH'erne blev bestemt ved at ekstrahere jordprøver vha. harpiks, og det viste sig, at beplantet jord indeholdt betydeligt mindre frit tilgængeligt PAH end jord uden planter.

En del gamle industrigrunde er forurenede med både organiske og uorganiske stoffer. I et 39-måneders feltforsøg med fyrretræer (*Pinus sylvestris*) og hybridpoppel (*Populus deltoides x wettsteinii*) på jord, som var forurenede med TPH (op til 11,4 g/kg) og tungmetaller, blev toksiciteten af tungmetallerne overfor planterne reduceret ved anvendelse af kompost (Palmroth, Koskinen et al 2006). Det virkede, fordi tungmetallerne blev bundet til humus i komposten, så tungmetal-koncentrationerne i jordens vandige fase og i planterne var kraftigt nedsat. Dette bevirkede også en stærkt reduceret nedsivning af tungmetallerne i jorden. Komposten var ellers blevet anvendt som gødning til træerne og for at fremme jordens kvalitet i forbindelse med plantning af træerne. Den anførte fytostabilisering af tungmetaller er et eksempel på en sidegevinst ved fyto Remediering. Tidligere havde forskerne håbet på at kunne rense tungmetalforurenede jord vha. fytoekstraktion. Erkendelsen af, at fytoekstraktion af tungmetaller foregår alt for langsomt, har nu overbevist forskerne om, at vegetation bør bruges til fytostabilisering af tungmetalforurenede jord. Denne anvendelse af vegetation er ellers ikke omfattet af nærværende litteratursammendrag.

Vi må konkludere, at der ligger gode muligheder for praktisk anvendelse af vegetation til fytostabilisering af forurenede grunde.

## 1.6 Fyto-oprensning og vedvarende energi

I forbindelse med observerede klimaændringer er der pres på industrilandene for at nedbringe deres CO<sub>2</sub>-udslip. En mulighed for at gøre det er at bruge biobrændsel til biler og el-værker. F.eks. kan energi-pil i løbet af 1 vækstsæson producere biobrændsel, der kan anvendes i el-værker med et nettoenergi-udbytte (dvs. energiudbytte efter at energiforbruget for dyrkning og høst er fratrukket) på 137 GJ/ha (Jørgensen & Dalgaard 2004). Dette svarer til energiindholdet af 3,3 tons fossil brændstof. Andre plantearter, der producerer forholdsvis store mængder af biomasse per hektar og år, er poppel og hamp. Hamp er dog ikke en flerårig plante, og bør derfor muligvis fravælges. Vore danske erfaringer med feltforsøg på forurenede grunde viser, at det er besværligt at etablere vegetation på gamle industrigrunde, fordi de fleste af dem ikke har fertil overfladejord, ligesom landbrugsmarker har. Derfor bør man regne med minimum et års forsinkelse i etablering af vegetationen, i forhold til landbrugsjord. Det giver sig selv, at etårige plantearter derfor ikke er egnede til de fleste fyto-oprensningsprojekter.

Det citerede energiudbytte for pil er beregnet for landbrugsjord. På forurenede grunde vil udbyttet være mindre, især i starten. I vore danske feltforsøg har vi desværre ikke målt høstmængden af biobrændsel, men på lokaliteterne "Valbyparken" og "Vassingerød" vurderer vi, at pile- og poppeltræerne var mindre kraftige, end hvis de var blevet dyrket på landbrugsjord.

Mens det ikke er hensigtsmæssigt at udnytte forurenede jord til produktion af fødevarer, er der tydeligvis et lovende fremtidsperspektiv i dyrkning af energiforurede (Rockwood, Naidu et al 2004; Adl 2008; Weih 2004). Der kan derfor være en stor fremtidig nytteværdi i at sammenholde, hvilke energiforurede man har skabt gode erfaringer med ifm. fytoremediering og/eller fytostabilisering. Fra de ovenfor citerede erfaringer ser det ud til, at pil og poppel er velegnede til fytoremediering eller fytostabilisering af jord, som er forurenede med PAH, dieselolie, råolie, motorolie, cyanid, MTBE og måske PCB.



## 2 Erfaringer med fyto Remediering fra danske feltforsøg

### 2.1 Introduktion

I perioden 1999 til primo 2006 har Miljøstyrelsen, i samarbejde med Frederiksborg Amt, Københavns Kommune og Oliebranchens Miljøpulje, gennemført feltforsøg med fyto Remediering på tre forskellige forurenede lokaliteter på Sjælland. Formålet med forsøgene var at tilvejebringe et videngrundlag for anvendelse af pil og poppel på lokaliteter forurenet med olie og tjærestoffer, herunder:

- at undersøge beplantningens betydning for nedbrydningen af olie og PAH i jorden,
- at undersøge hvor lave slutkoncentrationer af olie og PAH, der kan opnås ved beplantningen,
- at undersøge, hvorledes det hydrologiske kredsløb påvirkes af beplantninger
- at dokumentere anlægs- og driftsomkostninger for en planteassisteret oprensningsteknologi, og
- at bestemme tidsbehovet for en planteassisteret oprensningsteknologi.

De udvalgte lokaliteter indeholdt tilsammen følgende forureningskomponenter: olieprodukter (herunder BTEX), tjærestoffer (PAH'er, NSO-forbindelser), phenoler, tungmetaller (Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Cr, Ni) og slamrelaterede stoffer (DEHP, NPE og LAS) i 2 til 6 meters dybde under terræn. Detaljerne af de tre enkelte projekter fremgår af de enkelte slutrapporter, der er udarbejdet af de konsulentfirmaer, som stod for udførelsen af projekterne, med Danmarks Miljøundersøgelser som faglig sekretær. Disse rapporter udkommer samtidig med denne rapport i den samme rapportrække fra Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen 2009a; 2009b; 2009c).

Danmarks Miljøundersøgelser fremlægger herved resumé'er af de tre projekter, og en samlet konklusion.

### 2.2 Resumé af de tre feltforsøg

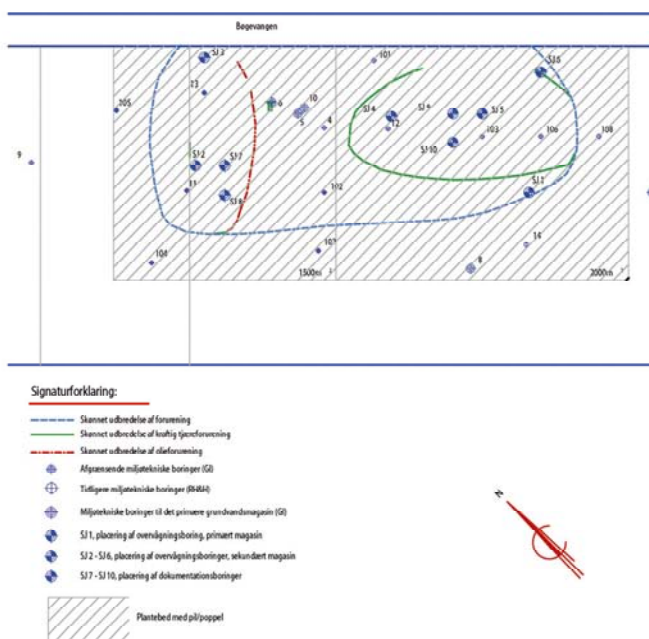
Overordnet blev det observeret på alle tre lokaliteter, at etablering af vegetationen varede omkring 3 vækstsæsoner, altså indtil efteråret 2002. På alle lokaliteter var der problemer med, at nogle af træerne gik ud under den første sæson, hvilket skyldtes delvis utilstrækkelig lugning, delvis overgødskning og delvis utilstrækkelige vækstforhold som eks. mangel på vand tidligt på sommeren. Især poppel var følsom overfor utilstrækkelig pasning i den første vækstsæson.

På to af de tre lokaliteter blev træerne analyseret for indholdet af giftstoffer. Det viste sig, at de overjordiske plantematerialer ikke indeholdt toksiske

organiske stoffer. Dog var der på en af lokaliteterne en mistanke om toksicitet ved tungmetalforureninger, især Cd.

### 2.2.1 Feltforsøg i Vassingerød

Grunden, som er et nedlagt asfaltværk, blev i 1999 tilplantet med pile- og poppeltræer i rækker med 1 m's afstand og 0,5 m imellem planterne. Udgifterne til anlæg, nødvendig genbeplantning, lugning og gødskning er opgjort til kr. 121.000 ekskl. moms for et beplantet areal på 3500 m<sup>2</sup> over en periode på 6 år.



**Figur 1:** Situationsplan af det nedlagte asfaltværk i Vassingerød

Ved projektets påbegyndelse var grunden forurenet med hovedsageligt diesellole i et område på grundens nordlige del, og tjærekomponenter (PAHer) i et område på grundens sydlige del. Under projektets forløb blev jordforureningen målt ved hjælp af jordbundsundersøgelser i to hot spots (områder med særlig høj forurening) i henholdsvis grundens nordlige og sydlige del. Dieselforureningen blev således fundet i koncentrationer på op til 1.600 mg/kg tørstof (TS) i ca. 1,5-2 m dybde, og tjæreforureningen i koncentrationer på op til knapt 2.000 mg/kg i ca. 2 m dybde. Diesel- og tjæreforureningen blev dog konstateret i mindre koncentrationer ned til 5-6 m dybde. Desuden blev grundens forureningsniveau monitoreret ved hyppigere målinger i det terrænnære grundvand (2-5 m dybde). Her blev der påvist et stærkt varierende indhold af PAH, kulbrinte, BTEX og phenoler. Tillige blev der målt grundvandskemiske parametre i det terrænnære grundvand. Mens de sidste jordprøver blev taget primo 2006, sluttede grundvandsmonitoringen allerede i december 2004.

Udviklingen i de grundvandskemiske parametre indikerer tiltagende biologisk aktivitet efter vegetationens etablering, og en udvikling imod mindre reducerede forhold i det terrænnære grundvand.



Resultaterne af jordanalyserne viser, at det, med den meget heterogent fordelte jordforurening på lokaliteten, ikke er muligt at få et billede af udviklingen i forureningen over tid ved at udføre gentagne prøvetagninger indenfor små afstande. Alene på basis af jordanalyserne kan en positiv effekt af beplantning på nedbrydning af forureningerne tjærestoffer og kulbrinter ikke dokumenteres.

Der blev desuden set store udsving over tid i koncentrationerne af forureningskomponenter i det terrænnære grundvand. Fra december 2002 (altså fra tidspunktet da vegetationen var etableret) til december 2004 var der dog mindre udsving og gennemgående nedadvisende tendenser i de fleste parametre. Desværre var budgettet for vandanalyser herefter brugt op, og vandmoniteringsprogrammet stoppede derfor. Danmarks Miljøundersøgelser vurderer, at der i det terrænnære grundvand overordnet over hele monitoringsperioden (2000-2004) er sket et fald i koncentrationerne af phenoler, BTEXer og naphthalen. Desuden er der sket et fald i koncentrationerne af kulbrinter og NSO-forbindelser mellem 2002 og 2004.

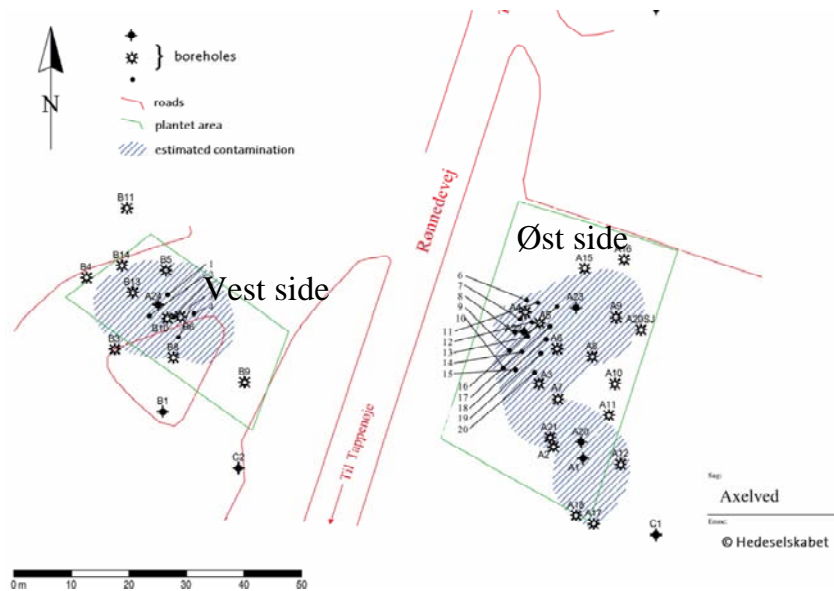
Pga. variationerne har det dog ikke været muligt at beregne nedbrydningshastigheder. Der vurderes ikke at være sket et fald i koncentrationerne af PAHer (bortset fra naphthalen). Idet grunden ikke viser tegn på et egentligt sekundært grundvandsmagasin, afspejler forureningen, der blev målt i det terrænnære grundvand, den del af forureningen, som løbende afgives af den umiddelbart omkringliggende jord til vandfasen. Idet målingerne viser en faldende tendens i vandfasen, men ikke i jordmatricen (som er kilden for forureningen i vandfasen), peger resultaterne på nedbrydning af forureningerne i vandfasen ved lav, men stigende hastighed. Dette overensstemmer med overvejelserne om nedbrydning af den frit tilgængelige fraktion af forureningen, som bl.a. er fremlagt i afsnit 1.5.

Det er usikkert, om nedbrydningen i grundvandet skyldes beplantning af grunden, eller om den ville være forekommet uden beplantning pga. naturlig nedbrydning. Den tiltagende tendens af nedbrydningen efter 2002 peger dog på en effekt af beplantningen.

De senest udførte jordanalyser viser desuden, at jorden stadig er forurenet med kulbrinter og tjærekompener i koncentrationer, der væsentligt overstiger Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for ren jord. Det konkluderes derfor, at tidshorisonten på 6 år langt fra er nok til en plantebaseret oprensning af lokaliteten.

## 2.2.2 Feltforsøg i Axelked

Den forurenede lokalitet, en nedlagt tankstation, består af to grunde, én vest for vejen (lavt forurenede med diesel) og én øst for vejen (højt forurenede med diesel, benzin og BTEX). På begge grunde ligger forureningen i omkring 1,25 m dybde. Begge sider blev i 1999 tilplantet med piletræer.



**Figur 2:** Situationsplan af den nedlagte tankstation Axelked.

Vandspejlet var fluktuerende og lå ved 1,7 m under terræn om sommeren og hen til starten af oktober og mellem 0 og 0,25 m under terræn om vinteren, hvilket medførte, at det sekundære grundvand bliver forurenede ved periodisk optagelse af forureninger fra jorden. På østsiden blev der observeret fri fase af diesel og tilsvarende en mobil fase af kulbrinter i det sekundære grundvand.

For at undersøge virkningen af beplantningen på nedbrydningen blev forureningen i det sekundære grundvand målt under projektets forløb. Denne form for monitorering er mulig, fordi jorden løbende afgiver en mindre fraktion af forureningen til det omgivende vand. Måleresultaterne viser, at vandkoncentrationerne aftog i områder med højest koncentration på vestsiden fra omkring 40 til omkring 0,3 mg/L fra 1999 – 2001 for derefter at forblive stabile på omkring 0,3 mg/L fra 2001 til projektets afslutning i december 2005. De tilsvarende koncentrationsforløb i områder med højest koncentration på østsiden var fra omkring 600 til omkring 5 mg/L fra 2000 – 2002 med ligeledes stabile værdier omkring 5 mg/L fra 2002 til december 2005. På østsiden er tolkning af vandkoncentrationer mere komplicerede pga. fri fase i jord og vand.

For yderligere at dokumentere virkningen af beplantningen på nedbrydningen blev forureningen dokumenteret ved at analysere jordprøver ved starten og ved afslutningen af projektet. Det viste sig, at den observerede reduktion af vandkoncentrationer er relateret til en parallel reduktion af jordkoncentrationerne på begge sider. Således viste modelberegningerne på basis af jordanalyser, at koncentrationen af kulbrinter i områder med højest koncentration på vestsiden blev reduceret med omkring 2000 mg/kg fra 1999

– 2005, og i områder med højest koncentration på østsiden med omkring 30.000 mg/kg fra 1999 – 2005.

På basis af jordanalyser er det muligt at beregne den samlede reduktion af jordens indhold af kulbrinter. På den vestlige del af området, hvor den samlede forureningsmasse oprindeligt vurderedes til ca. 270 kg kulbrinter, viser beregninger en reduktion på omkring 50 % i perioden 2001-2005. Beregningerne gælder for området med højets koncentration på vestsiden, som har en størrelse på omkring 60 kvadratmeter. Nedbrydningen på vestsiden beregnes altså til omkring 2 kg per kvadratmeter. På den østlige del vurderedes den oprindelige forurening at udgøre ca. 2.700 kg kulbrinter koncentreret i en område med høj koncentration. I dette område blev forureningsmassen i 2005 beregnet til omkring 1000 kg. Resultaterne tyder dog på, at en væsentlig del af denne reduktion skyldes udbredelse af forureningen over et større areal på i alt 120 kvadratmeter, altså en fortyndingseffekt området. Beregning af den samlede masse af restforurening på hele østsiden er derfor behæftet med stor usikkerhed. Den samlede nedbrydning på hele østsiden anslås dog at ligge på omkring 100 kg total kulbrinter, dvs. omkring 1 kg per kvadratmeter. Med andre ord ligger størrelsesordenen af nedbrydningen på begge sider af den forurenede lokalitet ifølge et forsigtigt skøn på omkring 1-2 kg total kulbrinter per kvadratmeter i perioden 2001-2005.

De til enhver tid målte vandkoncentrationer er et resultat af to processer med modsat virkning: løbende frigivelse af en mindre del af jordforurening til vandet, og nedbrydning af forureningen i vandet. Frigivelsesraten må anses at være kemisk bestemt og begrænset af termodynamiske forhold, herunder koncentrationsgradienten mellem jord og vand. Til gengæld er nedbrydningsraten begrænset af bakteriel aktivitet og tilstedeværelse af elektronacceptorer (f.eks. ilt eller nitrat). Kraftig reduktion af vandkoncentrationerne indikerer således ikke umiddelbart en reduktion af jordkoncentrationer, men en forøgelse af nedbrydningsrater. Idet reduktionen af vandkoncentrationerne skete sideløbende med etableringen af vegetation i årene 1999-2002, viser projektets resultater, at vegetationen har bidraget væsentligt til nedbrydning af forureningerne på begge grunde, f.eks. ved at hjælpe med at forbedre jordens bakterielle aktivitet eller ved at tilføje ilt til jorden. Det kan dog ikke udelukkes, at anvendelse af store mængder hønsegødning inden plantningen i foråret 1999 har bidraget til den accelererede nedbrydning i 2000-2001. I 1999 blev der målt høje nitratkoncentrationer i vandet med faldende tendens i 2000-2001. Nitrat kan fungere som elektronacceptor for bakteriel nedbrydning af kulbrinter under iltbegrænsede forhold, og tilførsel af nitrat til dieselurenet grundvand er adskillige gange blevet påvist som en effektiv afværgemetode. Idet nitratkoncentrationerne var gennemgående lave efter 2001 (svarende til, at der ikke mere blev gødet), mens kulbrintekoncentrationerne forblev på lavt niveau i vandet fra 2001-2005, og jordkoncentrationerne var aftagende i hele projektets forløb fra 1999-2005, kan nedbrydningen af kulbrinter kun i starten tilskrives gødningens effekt.

Disse konklusioner er i overensstemmelse med resultaterne af modelberegninger, der blev gennemført ved projektets påbegyndelse. Disse modelberegninger konkluderede, at den begrænsende faktor for nedbrydningen vil være levering af elektronacceptorer til de nedbrydende bakterier, f.eks. ved diffusion af ilt til områder med høje koncentrationer, der ligger under det sekundære grundvandsspejl (Larsen et al 2001). De grundvandskemiske undersøgelser bekræfter denne forudsigtelse, idet der under hele projektet blev målt reducerende forhold i områder med høje

koncentrationer på østsiden, men kun dér, altså i det område hvor frigivelsesraten af kulbrinter fra jord til vand vil være højest. Reducerende forhold i jord opstår ved løbende bakterielt forbrug af den iltmængde, der tilføjes jorden ved diffusion gennem jordporer og planterødder. Iltforbruget er således højest dér, hvor frigivelse af kulbrinter til bakterierne foregår ved højest hastighed, hvilket er tilfældet ved tilstedeværelse af fri fase.

Konklusionerne bliver støttet af de fortløbende (1999 – 2005) aftagende toluenkoncentrationer, der er blevet målt i vandet på østsiden. Toluene er blevet fjernet, mens benzen (et stof med højere vandopløselighed) er forblevet konstant, hvilket udelukker, at fjernelse af toluen skyldes udvaskning. Faktisk viser toluen i områder med høje koncentrationer på østsiden, som den eneste forureningskomponent på hele lokaliteten, et eksponentielt aftagende koncentrationsforløb. Toluene er relativt let nedbrydelig for jordbakterier, forudsat at der er en elektronacceptor tilstede. Nedbrydningskurvens form taler for, at nedbrydningen skyldes bakteriell aktivitet, og at beplantning af arealet har bevirket, at denne bakterielle aktivitet er blevet sat i gang.

Med de foreliggende resultater er det ikke muligt at forudsige med sikkerhed, hvornår jorden på denne lokalitet bliver oprenset ved den nuværende behandlingsmetode. Et forsigtigt skøn, baseret på en fjernelsesrate på 1 kg kulbrinter per kvadratmeter i 5 år, er dog, at vestsiden vil være forureningsfri omkring 5 år efter projektets afslutning i 2005, altså ultimo 2010. På østsiden, hvor der i alt var omkring 2600 kg tilbage i december 2005 (fordelt over 120 kvadratmeter), vil der gå omkring 108 år. Perioden vil kunne blive forkortet på østsiden ved tilførsel af nitrat til området med høje koncentrationer, og hvis området med høje koncentrationer vil fortynde sig over et endnu større areal end de i 2005 påviste 120 kvadratmeter.

### 2.2.3 Feltforsøg i Valby slambassin

Et tidligere slambassin, tilhørende renseanlægget i Valbyparken, var blevet fyldt op med afvandet renseslam, som herefter blev omdannet til organisk jord. Jorden er pga. sin oprindelse forurenet med tungmetaller (Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Cr, Ni), kulbrinter, tjærestoffer (PAH) og slamrelaterede stoffer (DEHP, NPE og LAS). Mens overfladejorden er aerob og rig på næringsstoffer, er underjorden stærkt anaerob med metandannelse.

Forsøget blev anlagt ved at opdele slambassinets overflade i tre ensartede arealer, ét som kontrol (uden beplantning), ét beplantet med poppel og ét beplantet med pil. Blandt de vigtigste resultater var følgende.

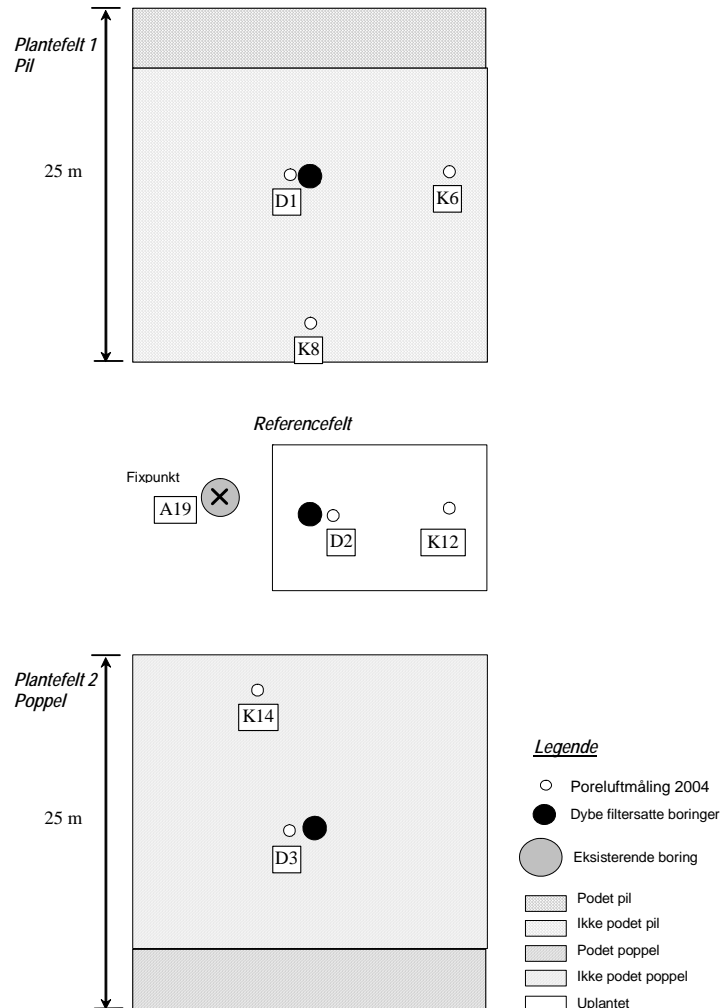
Gennemsnitskoncentrationen af total-kulbrinter i jorden er faldet signifikant i de to plantefelter (50 til 55 % til omkring 1600 mg/kg TS) i forhold til kontrollen (ca. 20 % til omkring 2200 mg/kg TS). Dette indikerer, at beplantningen har øget fjernelsen af kulbrinter fra jorden. Der var ikke signifikant forskel mellem pil og poppel.

Tjærestofkoncentrationer (sum af 16 PAH'er) i jorden blev ikke forandret som effekt af beplantningen og lå ved projektets afslutning på mellem 6 og 11 mg/kg TS.

For de slamrelaterede stoffer (DEHP, NPE og LAS) ses der heller ingen entydig effekt af træbeplantningen i forhold til kontrollen.

Jordens næringsstofindhold var generelt højest i kontrolarealet, hvilket demonstrerer, at træerne under vækst forbruger næringsstofferne i jorden.

I begge beplantede arealer fandtes større rodtæthed og dermed rodudvikling i den aerobe zone end i den anaerobe zone. Samtidigt sås der en langsom, men sikker udvikling af dybden af den aerobe zone, ligesom der skete en stigende rodudvikling også i den anaerobe zone fra år til år.



**Figur 3:** Skitse over forsøgsarealet i det nedlagte slambassin i Valbyparken.

Forureningen af grundvandet fra alle 3 arealer med mellemtunge kulbrinteforbindelser (C10-C25) viste ingen umiddelbar effekt af beplantningen. Jordvæskeprøver taget i niveau med træernes rodnet viste heller ikke forskelle mellem beplantede og kontrol-arealer.

Træernes optag af de undersøgte forureningskomponenter var lavt eller ikke målbart, hvilket betyder, at planternes optag ikke vil bidrage til en væsentlig reduktion i jordens indhold af de forurenende stoffer. Dog vil især pil optage cadmium (og til dels zink) i et omfang, der ideelt set vil kunne føre til en reduktion af cadmiumindholdet til under kvalitetskriteriet i løbet af i størrelsesordenen 30 år.

Det er endvidere vist, at høje tungmetalkoncentrationer i jorden, især Cu, vil have en hæmmende effekt på udviklingen af pile- og poppeltræer.

Desuden blev det observeret, at de strengt anaerobe forhold, der fandtes forholdsvis tæt under overfladen, bidrog til den kun langsomme og sporadiske udvikling af både pile- og poppeltræer.

### 2.3 Samlet konklusion for de tre feltforsøg

Udgifterne til anlæg, nødvendig genbeplantning, lugning, gødskning og en gang tilbageklipping er opgjort til kr. 35 ekskl. moms per m<sup>2</sup> over en periode på 6 år. Den væsentlige del af disse udgifter falder i de første to vækstsæsoner. Fra den tredje vækstsæson regnes der kun med anlægsudgifter, hvis nogle af de nyplantede træer er gået ud. Omkostninger for høst af træerne er ikke medregnet, fordi høst ikke er blevet gennemført som en del af projektet. Ideelt set bør høstomkostningerne dækkes af træernes værdi som energikilde (brændsel) eller råmateriale (f.eks. fletpil).

Det viste sig, at de overjordiske plantematerialer ikke indeholdt toksiske organiske stoffer. Dog var der en mistanke om toksicitet ved tungmetalfureninger, især Cd. Under forudsætning af, at der ikke dyrkes føde- eller fodervarer på forurenede grunde, opstår der ikke problemer pga. af eksponering af de overjordiske plantedele til mennesker og naturen, og ved hovedsagligt organiske forureninger kan fyto Remediering uden videre sikkerhedsforanstaltninger anvendes på offentligt tilgængelige grunde. Denne konklusion gælder dog indtil videre kun overjordiske plantedele. Ved betydelig tungmetalfurening bør plantematerialerne checkes for tungmetallindhold af hensyn til mulige nødvendige sikkerhedsforanstaltninger.

Pile- og poppeltræer kan under danske forhold anvendes til at fremme nedbrydning af kulbrinter, naftalen og BTEX i jordens umættede zone, samt zoner med fluktuerende vandstand. Tidshorisonten for oprensning ligger i størrelsesordenen mellem 10 og 100 år og er mest afhængig af startkoncentrationen af forureningen. Nedbrydningshastigheden er ved et forsigtigt skøn anslået til 0,2 kg kulbrinter per kvadratmeter og år. Anvendelse af nitrat for at forøge nedbrydningsraten bør i de fleste tilfælde overvejes.

Der er ikke fundet forskel mellem pilearter eller mellem pile- og poppeltræer med hensyn til deres evne til at fremme nedbrydning af kulbrinter. Der er dog blevet observeret forskel i de forskellige arters evne til at gro under aktuelle forhold på forurenede grunde, hvilket kan være kendetegnet ved bl.a. dårlig jord, stor ukrudtkonkurrence og uregelmæssig pasning af de nyplantede træer. Erfaringerne fra to af de tre feltforsøg viste, at anlægsarbejde er nemmere med pil end med poppel.

Fyto Remediering er med den nuværende udvikling af teknologien ikke egnet til at oprense jord for tjærestoffer (PAH'er og NSO-forbindelser) indenfor en overskuelig tidsramme.

Ligeledes er fyto Remediering ikke egnet som oprensningsteknologi for visse slamrelaterede stoffer (DEHP, NPE og LAS), hvis de forekommer som forureninger i slam eller organisk jord.

### 3 Afsluttende vurdering

Der er i litteraturen fundet mange rapporter, som påviser en effekt af fyto Remediering. Dette gælder for de fleste laboratorieundersøgelser og også for nogle feltundersøgelser, hvor der er påvist forbedringer af nedbrydningsrater og lavere slutkoncentrationer pga. beplantning. Der findes dog ikke rapporter om afslutning af fyto Remedieringsprojekter i feltskala, hvor man har rensset op til acceptkriterierne.

Kun ganske få forsøg er blevet gennemført i feltskala. Det vides ikke, om feltforsøgene, der er omtalt i litteraturen, i mellemtiden videreføres, indtil eventuelle definerede acceptkriterierne er nået. Hvis dette er tilfældet, vil vi måske om 10 eller flere år begynde at se rapporter om succesfuld afslutning af fyto Remedieringsprojekter på feltskala.

Det er på basis af de eksisterende få data fra feltforsøg svært at beregne, hvad tidshorizonten ved fyto Remediering er. Dette skyldes, at fyto Remediering foregår meget langsomt i felten. Dog kan man på det nuværende datagrundlag skønne, at tidshorisonter på op til 10 år er for korte til at opnå acceptkriterierne. Realistiske tidshorisonter anslås at ligge et sted mellem 10 og 20 og måske flere år for kulbrinter, naftalen og BTEX.

Konklusionen er, at fyto Remediering p.t. ikke generelt kan anvendes som jordrensningsteknologi, fordi tidsrammen til opnåelse af jordkvalitetskriterier ikke med tilstrækkelig sikkerhed kan forudsiges, men formodentlig er for lang i forhold til grundejernes behov.

Men hvis grundejernes behov tillader, at arealet indtil videre henstår beplantet, kunne arealet eventuelt anvendes til dyrkning af biobrændsel. Dette vil være muligt, fordi:

- arealerne med fordel kan bruges som CO<sub>2</sub>-neutrale energikilder
- indtægterne fra salg af biobrændsel i fremtiden muligvis vil dække udgifterne
- vegetationen på lang sigt vil forbedre overfladejordens fertilitet ved dannelse af humus
- forureningen vil blive nedbrudt, omend langsomt
- afgrøderne ikke vil indeholde giftstoffer i koncentrationer, der giver anledning til bekymring, så længe de bliver brugt som biobrændsel
- vegetationen vil bevirke nedsat kemisk aktivitet af forureningsstofferne i jorden, dvs. faren for nedsivning eller optag i utilsigtede recipienter (dyr, mennesker) er minimeret; dette gælder både organiske forureninger (f.eks. olieprodukter) og uorganiske forureninger (f.eks. tungmetaller).





## 4 Litteratur

- Adl, Sina M. 2008. Setting the tempo in land remediation: Short-term and long-term patterns in biodiversity recovery. *Microbes and Environments* 23(1): 13-19.
- Aguirre de Carcer, Daniel, Marta Martín, Martina Mackova, Thomas Macek, Ulrich Karlson and Rafael Rivilla. 2007. The introduction of genetically modified microorganisms designed for rhizoremediation induces changes on native bacteria in the rhizosphere but not in the surrounding soil. *The ISME Journal* 1:215-223.
- Alvarez-Bernal, D., Contreras-Ramos, S., Marsch, R., Dendooven, L. 2007. Influence of catchlaw *Mimosa monancistra* on the dissipation of soil PAHs. *International Journal of Phytoremediation* 9(1-3): 1522-6514.
- Arnold, C.W., Parfitt, D.G., Kaltreider, M. 2007. Phytovolatilization of oxygenated gasoline-impacted groundwater at an underground storage tank site via conifers. *International Journal of Phytoremediation* 9(1-3): 53-69.
- Arthur, E. L., P. J. Rice, et al. (2005). Phytoremediation -- an overview. *Critical Reviews in Plant Sciences* 24: 109-122.
- Campos, V. M, Merino I., Casado R., Pacios, L. F., Gomez, L. 2008. Phytoremediation of organic pollutants. *Spanish Journal of Agricultural Research* 6: 38-47.
- Chaudhry, Q., M. Blom-Zandstra, et al. (2005). Utilising the synergy between plants and rhizosphere microorganisms to enhance breakdown of organic pollutants in the environment. *Environmental Science and Pollution Research* 12(1): 34-48.
- Chen, Y. C., M. K. Banks, et al. (2003). Pyrene degradation in the rhizosphere of tall fescue (*Festuca arundinacea*) and switchgrass (*Panicum virgatum* L.). *Environmental Science & Technology* 37(24): 5778-5782.
- Chen, Y.-C. and M. K. Banks (2004). Bacterial community evaluation during establishment of tall fescue (*Festuca arundinacea*) in soil contaminated with pyrene. *International Journal of Phytoremediation* 6(3): 227-238.
- Ciucani, G., H. Mosbaek, et al. (2004). Uptake of tributyltin into willow trees. *Environmental Science and Pollution Research* 11(4): 267-272.
- Cofield, Naressa; Schwab, A. Paul; Banks, M. Katherine. 2007a. Phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil: Part I. Dissipation of target contaminants. *International Journal of Phytoremediation* 9(5):1522-6514
- Cofield, Naressa; Schwab, A. Paul; Williams, Phillip; Banks, M. Katherine. 2007b. hytoremediation of polycyclic hydrocarbon contaminated soil: Part II. Impact on ecotoxicity. *International Journal of Phytoremediation* 9(5):1522-6514
- Dominguez-Rosado, E. and J. Pichtel (2004). Phytoremediation of soil contaminated with used motor oil: II. Greenhouse studies. *Environmental Engineering Science* 21(2): 169-180.

- Escalante-Espinosa, E., M. E. Gallegos-Martinez, et al. (2005). Improvement of the hydrocarbon phytoremediation rate by *Cyperus* laxus Lam. inoculated with a microbial consortium in a model system. *Chemosphere* 59(3): 405-413.
- Gamal, H. R. (2005). Role of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of soil rhizosphere spiked with poly aromatic hydrocarbons. *Mycobiology* 33(1): 41-50.
- Gao, Y. and L. Zhu (2004). Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils. *Chemosphere* 55(9): 1169-1178.
- Huang, X. D., Y. El-Alawi, et al. (2005). A multi-process phytoremediation system for decontamination of persistent total petroleum hydrocarbons (TPHs) from soils. *Microchemical Journal* 81(1): 139-147.
- Huesemann, M. H., T. S. Hausmann, et al. (2004). Using eelgrass (*Zostera marina*) for phytoremediation of PAH-contaminated marine sediments. In situ and on-site bioremediation -- 2003. Proceedings of the Seventh International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium, Orlando, Florida, USA, 2-5 June, 2003. Columbus, Battelle Press: 14.
- Joner, E. J., C. Leyval, et al. (2006). Ectomycorrhizas impede phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) both within and beyond the rhizosphere. *Environmental Pollution*. 142: 34.
- Joner, E. J., D. Hirmann, et al. (2004). Priming effects on PAH degradation and ecotoxicity during a phytoremediation experiment. *Environmental Pollution*. 128: 429.
- Jørgensen, Uffe & Tommy Dalgaard (red.). 2004. Energi i økologisk jordbrug. Reduktion af fossilt energiforbrug og produktion af vedvarende energi. FØJO-rapport nr. 19, Forskningscenter for Økologisk Jordbrug.
- Kamath, R., J. L. Schnoor, et al. (2004). Effect of root-derived substrates on the expression of nah-lux genes in *Pseudomonas fluorescens* HK44: Implications for PAH biodegradation in the rhizosphere. *Environmental Science & Technology* 38(6): 1740-1745.
- Karlson, U., M.L. Binderup, L. Carlsen, M. Glasius, A.B. Hansen, Å.M. Hansen, A.R. Johnsen, P. Lassen, P. Mayer, J. Mønster, F. Palmgren. 2006. Tjærestoffer. ISBN 13: 978-877739797-4, 82 pp.
- Karlson, Ulrich, Mona-Lise Binderup, Marianne Glasius. 2007. Begrænsning af forurening med tjærestoffer. *Teknik & Miljø, Stads og Havneingeniøren*. April 2007, nr. 4, pp. 30-33.
- Khaitan, S., Kalainesan S, Erickson LE, Kulakow P, Martin S, Karthikeyan R, Hutchinson SLL, Davis LC, Illangasekare TH, Ng'oma C. 2006. Remediation of sites contaminated by oil refinery operations. *ENVIRONMENTAL PROGRESS* 25(1): 20-31 .
- Kim, J., S. H. Kang, et al. (2006). Rhizosphere microbial activity during phytoremediation of diesel-contaminated soil. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 41(11): 2503-2516.
- Kim, Y. B., K. Y. Park, et al. (2004). Phytoremediation of anthracene contaminated soils by different plant species. *Journal of Plant Biology* 47(3): 174-178.
- Kirk, J. L., J. N. Klironomos, et al. (2005). The effects of perennial ryegrass and alfalfa on microbial abundance and diversity in petroleum contaminated soil. *Environmental Pollution* 133(3): 455-465.

- Kuzovkina, Y. A. and M. F. Quigley (2005). Willows beyond wetlands: Uses of *Salix* L. species for environmental projects. *Water Air and Soil Pollution* 162(1-4): 183-204.
- Larsen, Lars C.; Zambrano, Kim C.; Christiansen, Helle; Köhler, Almut; Karlson, Ulrich; Trapp, Stefan. 2001. Bepflanzung einer Tankstelle mit Weiden. *UWSF Umweltwissenschaften & Schadstoff-Forschung* 13:227-236.
- Larsen M, Ucisik A and Trapp S (2005): Uptake, metabolism, accumulation and toxicity of cyanide in willow trees. *Environ. Sci. Technol.* 39, 2135-2142.
- Liao, M. and X. M. Xie (2006). Plant enhanced degradation of phenanthrene in the contaminated soil. *Journal of Environmental Sciences-China* 18(3): 510-513.
- Ling, W. T. and Y. Z. Gao (2004). Promoted dissipation of phenanthrene and pyrene in soils by amaranth (*Amaranthus tricolor* L.). *Environmental Geology* 46(5): 553-560.
- Liste, H. H. and D. Felgentreu (2006). Crop growth, culturable bacteria, and degradation of petrol hydrocarbons (PHCs) in a long-term contaminated field soil. *Applied Soil Ecology*. 31: 43.
- Liste, H. H. and I. Prutz (2006). Plant performance, dioxygenase-expressing rhizosphere bacteria, and biodegradation of weathered hydrocarbons in contaminated soil. *Chemosphere* 62(9): 1411- 1420.
- Liu, S. L., Y. M. Luo, et al. (2004). Degradation of benzo(a)pyrene in soil with arbuscular mycorrhizal alfalfa. *Environmental Geochemistry and Health* 26(2-3): 285-293.
- Ma, X. M., A. R. Richter, et al. (2004). Phytoremediation of MTBE with hybrid poplar trees. *International Journal of Phytoremediation* 6(2): 157-167.
- Mayer P, Fernqvist MM, Christensen PS, Karlson U, Trapp S. 2007. Enhanced diffusion of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in artificial and natural aqueous solutions. *Env Sci Technol.* 41:6148-6155
- Mayer, P., M. Holmstrup. 2008. Passive dosing of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to soil invertebrates – linking toxicity to chemical activity. *Environ. Sci. Technol.*, in press.
- Merkl, N., R. Schultze-Kraft, et al. (2005a). Assessment of tropical grasses and legumes for phytoremediation of petroleum-contaminated soils. *Water Air and Soil Pollution* 165(1-4): 195- 209.
- Merkl, N., R. Schultze-Kraft, et al. (2005b). Influence of fertilizer levels on phytoremediation of crude oil-contaminated soils with the tropical pasture grass *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf. *International Journal of Phytoremediation* 7(3): 217-230.
- Merkl, N., R. Schultze-Kraft, et al. (2005c). Phytoremediation in the tropics - influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids. *Environmental Pollution* 138: 86.
- Merkl, N., R. Schultze-Kraft, et al. (2006). Effect of the tropical grass *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf on microbial population and activity in petroleum-contaminated soil. *Microbiological Research* 161(1): 80-91.
- Miljøstyrelsen (1998). Miljøprojekt 407. Oprensning af tungmetallforurennet jord.
- Miljøstyrelsen (2000). Miljøprojekt 536. Phytooprensning af metaller.
- Miljøstyrelsen (2001). Miljøprojekt 644. Fytoremediering af forurening med olie- og tjæreprodukter.

- Miljøstyrelsen (2009a). Miljøprojekt 1282. Fytoremediering af olie- og benzinforurening på nedlagt benzinstation.
- Miljøstyrelsen (2009b). Miljøprojekt 1281. Fytoremediering af olie- og PAH-forurening på nedlagt asfaltværk.
- Miljøstyrelsen (2009c). Miljøprojekt 1280. Fytoremediering af kulbrinte- og anden forurening på nedlagt slamdepot.
- Mithaishvili, T., R. Scalla, et al. (2005). Degradation of aromatic compounds in plants grown under aseptic conditions. *Zeitschrift für Naturforschung. Section C, Biosciences* 60: 97.
- Mueller, K. E. and J. R. Shann (2006). PAH dissipation in spiked soil: Impacts of bioavailability, microbial activity, and trees. *Chemosphere* 64(6): 1006-1014.
- Novak, J. and S. Trapp (2005). Growth of plants on TBT-contaminated harbour sludge and effect on TBT removal. *Environmental Science and Pollution Research* 12(6): 332-341.
- Palmroth, M. R. T., P. E. P. Koskinen, et al. (2006). Field-scale assessment of phytotreatment of soil contaminated with weathered hydrocarbons and heavy metals. *Journal of Soils and Sediments* 6(3): 128-136.
- Palmroth, M. R. T., U. Munster, et al. (2005). Metabolic responses of microbiota to diesel fuel addition in vegetated soil. *Biodegradation* 16: 91.
- Parrish, Z. D., J. C. White, et al. (2006). Accumulation of weathered polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by plant and earthworm species. *Chemosphere* 64(4): 609-618.
- Parrish, Z. D., M. K. Banks, et al. (2004). Effectiveness of phytoremediation as a secondary treatment for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in composted soil. *International Journal of Phytoremediation* 6(2): 119-137.
- Parrish, Z. D., M. K. Banks, et al. (2005a). Effect of root death and decay on dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of yellow sweet clover and tall fescue. *Journal of Environmental Quality* 34(1): 207-216.
- Parrish, Z. D., M. K. Banks, et al. (2005b). Assessment of contaminant lability during phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon impacted soil. *Environmental Pollution* 137(2): 187-197.
- Pavlikova, Daniela; Macek, Tomas; Mackova, Martina; Pavlik, Milan. 2007. Monitoring native vegetation on a dumpsite of PCB-contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation* 9(1-3): 1522-6514.
- Pilon-Smits, E. 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56: 15-39.
- Pitterle, M. T., R. G. Andersen, et al. (2005). Push-pull tests to quantify in situ degradation rates at a phytoremediation site. *Environmental Science & Technology* 39: 9317.
- Rabie, G. H. (2004). Using wheat-mungbean plant system and arbuscular mycorrhiza to enhance in-situ bioremediation. *Journal of Food, Agriculture & Environment* 2: 381.
- Radwan, S. S., N. Dashti, et al. (2005). Enhancing the growth of *Vicia faba* plants by microbial inoculation to improve their phytoremediation potential for oily desert areas. *International Journal of Phytoremediation* 7(1): 19-32.
- Reichenberg, F., P. Mayer. 2006. Two complementary sides of bioavailability: Accessibility and chemical activity of organic contaminants in sediments and soils. *Environ. Toxicol. Chem.* 25: 1239.1245.

- Rentz, J. A., P. J. J. Alvarez, et al. (2004). Repression of *Pseudomonas putida* phenanthrene-degrading activity by plant root extracts and exudates. *Environmental Microbiology* 6(6): 574-583.
- Rentz, J. A., P. J. J. Alvarez, et al. (2005). Benzo[a]pyrene co-metabolism in the presence of plant root extracts and exudates: Implications for phytoremediation. *Environmental Pollution* 136(3): 477-484.
- Rockwood, D. L., C. V. Naidu, et al. (2004). Short-rotation woody crops and phytoremediation: opportunities for agroforestry? *Agroforestry Systems* 61/62: 51.
- Rugh, C. L., E. Susilawati, et al. (2005). Biodegrader metabolic expansion during polyaromatic hydrocarbons rhizoremediation. *Zeitschrift Fur Naturforschung C-a Journal of Biosciences* 60(3- 4): 331-339.
- Sheng, X. F. and J. X. Gong (2006). Increased degradation of phenanthrene in soil by *Pseudomonas* sp GF3 in the presence of wheat. *Soil Biology & Biochemistry* 38(9): 2587-2592.
- Spriggs, T., M. K. Banks, et al. (2005). Phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in manufactured gas plant-impacted soil. *Journal of Environmental Quality* 34(5): 1755-1762.
- Sun, W. H. H., J. B. Lo, et al. (2004). Phytoremediation of petroleum hydrocarbons in tropical coastal soils. I. Selection of promising woody plants. *Environmental Science and Pollution Research* 11: 260.
- Sung, K. J., M. Y. Corapcioglu, et al. (2004). Plant aided bioremediation in the vadose zone: model development and applications. *Journal of Contaminant Hydrology* 73(1-4): 65-98.
- Sung, K., C. L. Munster, et al. (2004). Phytoremediation and modeling of contaminated soil using eastern gamagrass and annual ryegrass. *Water, Air, and Soil Pollution* 159: 175.
- Trapp S (2006): Challenges: The chemodynamics of pollutants in plants. *J. Soils Sediments* 6, 193-194.
- Trapp S and Christiansen H (2003): Phytoremediation of cyanide-polluted soils. In: McCutcheon, S.C., Schnoor, J.L. (Eds.). *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, USA, pp. 829-862.
- Trapp S, Ciucani G and Sismilich M (2004): Toxicity of tributyltin to willow trees. *Environ. Sci. & Pollut. Res.* 11, 327-330.
- Trapp S, Yu X and Mosbæk H (2003): Persistence of Methyl *tertiary* butyl ether (MTBE) against Metabolism by Danish Vegetation. *Environ Sci Poll Res.* 10, 357-360.
- Trapp, S., A. Köhler, L.C. Larsen, K.C. Zambrano and U. Karlson. 2001. Phytotoxicity of fresh and weathered diesel and gasoline to willow and poplar trees. *J. Soils & Sediments*, 1:71-76.
- Trapp, S., and U. Karlson. 2001. Aspects of phytoremediation of organic pollutants. *J. Soils & Sediments*, 1:37-43.
- Vervaeke, P., F. M. G. Tack, et al. (2005). Willows grown on contaminated sediment: possibilities for phytoremediation. *Remediation and beneficial reuse of contaminated sediments. Proceedings of the First International Conference on Remediation of Contaminated Sediments, Venice, Italy, 10-12 October 2001. Columbus, Battelle Press: 179.*
- Weih, M. (2004). Intensive short rotation forestry in boreal climates: present and future perspectives. *Canadian Journal of Forest Research* 34(7): 1369-1378.

- White, J. C., Z. D. Parrish, et al. (2006). Influence of citric acid amendments on the availability of weathered PCBs to plant and earthworm species. *International Journal of Phytoremediation* 8(1): 63-79.
- Widdowson, M. A., S. Shearer, et al. (2005). Remediation of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in groundwater using poplar trees. *Environmental Science & Technology* 39(6): 1598- 1605.
- Xu, S. Y., Y. X. Chen, et al. (2005). Uptake and accumulation of phenanthrene and pyrene in spiked soils by Ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Journal of Environmental Sciences-China* 17(5): 817-822.
- Yu X, Trapp S, Zhou P and Hu H (2005): The effect of temperature on the rate of cyanide metabolism of two woody plants. *Chemosphere* 59, 1099-1104.
- Yu, X. Z. and J. D. Gu (2006). Uptake, metabolism, and toxicity of methyl tert-butyl ether (MTBE) in weeping willows. *Journal of Hazardous Materials* 137(3): 1417-1423.