

RE: SOURCE

Slutrapport för projekt

Biokol - från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall

Projektperiod: Juni 2018 till september 2020

Projektnummer: 46121-1

Med stöd från

VINNOVA
Sveriges innovationsmyndighet

 **Energimyndigheten**

FORMAS 

Strategiska
innovations-
program

Biokol - från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall

Biochar - from organic waste to resource for treatment of contaminated soil

Titel på projektet – svenska Biokol - från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall
Titel på projektet – engelska Biochar - from organic waste to resource for treatment of contaminated soil
Universitet/högskola/företag Statens geotekniska institut
Adress Olaus Magnus Väg 35, 581 93 Linköping
Namn på projektledare Anja Enell
Namn på ev övriga projektdeltagare Elias S. Azzi, Dan Berggren Kleja, Sigrun Dahlin, Alf Ekblad, Peter Flyhammar, Mats Fröberg, Sara Hallin, Sofie Hermansson, Christopher Jones, Ludvig Landen, Maria Larsson, Prune Leroy, Yvonne Ohlsson, Asterios Papageorgiou, Ingrid Rijk, Anna Sorelius, Cecilia Sundberg, Charlotta Tiberg
Nyckelord: 5-7 st Anläggningsändamål, Biokol, Förorenad jord, Jordförbättring, Metaller, Organiskt avfall, PAH

Förord

Denna rapport är ett resultat av ett gemensamt forskningsprojekt mellan Statens geotekniska institut (SGI), Sveriges lantbruksuniversitet, (SLU), Örebro Universitet (ORU), Kungliga Tekniska högskolan (KTH) och Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR).

Projektet har finansierats med stöd från det strategiska innovationsprogrammet RE:Source, som i sin tur finansieras av Vinnova, Energi-myndigheten och Formas. Projektet har pågått mellan 2018-06-15 till 2020-09-15 med Anja Enell, SGI, som projektledare.

Det övergripande målet med projektet har varit att utveckla en behandlingsteknik med biokol för att stabilisera föroreningar i jord och förbättra jordens kvalitet med avseende på bördighet i syfte att minska miljörisker och uppkomst av avfall.

Projektet har varit indelat i olika arbetspaket (AP), där följande partners och personer har haft följande huvudansvar:

AP1: Lab- och fältstudie

- Anja Enell (AP1-ledare), Charlotta Tiberg, Mats Fröberg, SGI; utlakning av föroreningar, biotillgänglighet, riskreduktionsbedömningar.
- Christopher Jones, Prune Leroy och Sara Hallin, Institutionen för skoglig mykologi och växtpatologi, SLU; DNA-baserad mikrobiell karakterisering av kväveomsättning.
- Dan Berggren Kleja och Sigrun Dahlin, Institutionen för mark och miljö, SLU; metallöslighet, ekologiska nyckelparametrar, substratspecifik markrespiration.
- Maria Larsson, Institutionen för natur och teknik, ORU; analyser av PAH i jord, vatten (POM-membran), gräs och daggmask samt ekotoxtester på daggmask.
- Alf Ekblad och Ingrid Rijk, ORU; Kol- och kväve analyser.
- NSR AB, Skötsel och förvaltning av fältförsöket.

AP2: Juridiska frågeställningar

- Peter Flyhammar (AP2-ledare), Sofie Hermansson och Yvonne Ohlsson, SGI.

AP3: Förutsättningar för närproducerad biokol

- Ludvig Landen (AP3-ledare), Anna Sorelius, Angelika Blom, NSR; produktion av biokol från avfall; Anläggande och underhåll av fältförsök.
- Felix Ertl, Felix Sippel, Pamoja Cleantech AB; teknisk utvärdering av pyrolysutrustning och övriga produktionsfrågor.

AP4: Miljösystemanalys

- Cecilia Sundberg (AP4-ledare), Elias S. Azzi och Asterios Papageorgiou, vid institutionen för hållbar utveckling, miljövetenskap och teknik, KTH.

AP5: Projektledning och kunskapsspridning

- Anja Enell (AP5-ledare); Projektledning och administration. Alla partners; kunskapsspridning.

En referensgrupp bestående av Anders Kihl (Ragn-Sells), Björn Embrén (tidigare Stockholm stad), David Lalloo (Länsstyrelsen i Skåne län), Ebba Wadstein (Structor Miljö AB), Fanny Söderkvist (tidigare Malmö stad), Jeanette Häggrot (Naturvårdsverket), Johan Fagerqvist (Avfall Sverige), Jonas Dahllöf (Stockholm vatten och avfall), Klas Arnerdal, (Sveriges geologiska undersökning, SGU), Kristin Forsberg (SGU), Mark Elert (Kemakta), Markus Paulsson (Lunds kommun) har varit knuten till projektet. Ett varmt tack riktas till referensgruppen för värdefulla synpunkter under projektets genomförande.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	6
Summary	8
Inledning och bakgrund	10
Bakgrund.....	10
Vad är utmaningen/problemet?.....	11
Aktuellt kunskapsläge.....	11
Effekter på löslighet och toxicitet av metaller.....	11
Effekter på löslighet och toxicitet organiska miljögifter (PAH).....	13
Kunskaps- och vidareutvecklingsbehov	15
Syfte och mål	16
Lab- och fältstudie (AP1)	16
Juridiska frågeställningar (AP2)	17
Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)	17
Miljösystemanalys (AP4)	17
Genomförande	18
Översikt av arbetspaket (AP).....	18
Litteratur och lab-studie (AP1 del 1)	19
Litteraturstudie.....	19
Laboratorieförsök.....	19
Fältförsök (AP1 del 2)	20
Förorenad jord.....	21
Biokol.....	22
Torv.....	22
Behandling med biokol och torv.....	22
Sådd och skötsel.....	23
Provtagning av gräs och jord	24
Provtagning och analys av markvatten genom lysimetrar	25
Juridiska frågeställningar (AP2)	26
Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)	26
Identifiering av tänkbara organiska avfallsströmmar för biokolstillverkning ...	27
Utredning av tekniska lösningar och produktionsanläggningar	28
Förutsättningarna för ett kommunalt avfallsbolag att producera biokol.....	28
Miljösystemanalys (AP4)	28
Scenariodefinition.....	28
Material- och energiflödesanalys.....	30
Livscykelanalys (LCA).....	31
Substansflödesanalys (SFA) i ett livscykelperspektiv	31
Projektledning och kunskapsspridning (AP5)	31
Resultat och diskussion.....	32
Litteraturstudie (AP1 del 1)	32
Laboratoriestudie (AP1 del 1).....	33
Egenskaper hos de undersökta biokolerna.....	33
Sorption av tungmetaller.....	34
Sorption av PAH.....	36

Fältförsök (AP1 del 2)	37
Föroreningar i jorden	37
Föroreningar i markvatten	38
Effekter på rajgräs.....	40
Effekter på markparametrar som påverkar bördighet.....	43
Hur fungerar biokolbehandling på olika typer av jordavfall?.....	45
Juridiska frågeställningar (AP2)	50
Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)	51
Tänkbara organiska avfallsströmmar för biokolstillverkning.....	51
Utredning av tekniska lösningar och produktionsanläggningar	56
Belysa förutsättningarna för ett kommunalt avfallsbolag att producera biokol. 56	
Miljösystemanalys (AP4)	58
Miljöpåverkan.....	58
Avvägning mellan biokol som kolsänka och bioenergiproduktion för att minska klimatförändringarna	59
Substansflödesanalys	60
Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg	64
Laboratorie- och fältstudie (AP1)	64
Tillverkningsprocess och råvara måste väljas med omsorg.....	64
Behandling av ”lågkvalitativ” mark har störst potential att lyckas	65
En inblandning på runt 3 vikts-% biokol kan räcka för att nå effekt.....	66
Biokolet stabilitet viktig för att behandlingen ska fungera på lång sikt	67
Framtida utmaningar, nästa steg	67
Juridiska frågeställningar (AP2)	69
Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)	70
Stabilisering av förorenad jord	70
Vikten av marknadsanalys	71
Teknikutveckling och kunskapsförmedling.....	71
Miljösystemanalys (AP4)	71
Publikationslista.....	73
Projektkommunikation.....	75
Referenser	77

Sammanfattning

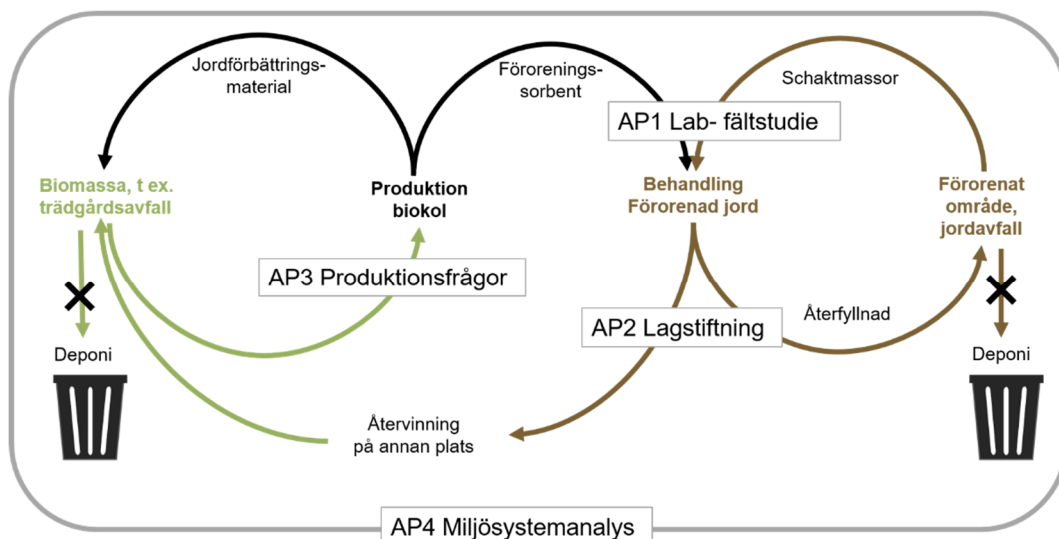
Målet har varit att utveckla en behandlingsteknik med biokol för att stabilisera föroreningar i jord och förbättra jordens kvalitet i syfte att främja en hållbar masshantering av jord, bidra till en resurseffektivare avfallshantering och minska uttag av jungfruliga jordresurser för återfyllnad, till exempel i samband med sanering av förorenade områden.

Biokol är ett material med högt kolinnehåll som kan tillverkas av de flesta organiska avfall genom pyrolys. Det används som jordförbättringsmedel, då kolet kan hjälpa marken att hålla kvar vatten, luft och näring. Det kan också binda föroreningar i jorden, vilket kan leda till minskade miljö- och hälsorisker.

Projektet har undersökt om biokol (svarta pilar, i figuren) kan användas för att stabilisera metaller och organiska miljögifter i jord, så att jordavfall som uppstår vid saneringsarbeten (bruna pilar) kan återanvändas istället för att deponeras.

I vårt första arbetspaket (AP) undersökte vi biokols fastläggningssegenskaper för tungmetaller och organiska miljögifter (polycykliska aromatiska kolväten, PAH) i lab-skala. Därefter anlades ett fältförsök för att, i större skala, studera effekter på markecosystemet och föroreningarna i behandlad jord.

I AP2 undersöktes juridiska förutsättningar för användning av biokolbehandlad jord dels då jorden används på samma plats som den grävts upp (on-site), dels på annan plats (off-site). Vi undersökte också förutsättningarna för ett kommunalt avfallsbolag att tillverka närproducerad biokol (AP3). Lämpliga organiska avfallsströmmar (gröna pilar, i figuren) och teknik för produktion identifierades. Slutligen genomfördes en miljösystemanalys (AP4) för att jämföra miljöpåverkan av själva behandlingstekniken då den används on-site, respektive off-site i relation till deponering.



Resultat och slutsatser:

AP1 (Lab- och fältstudie):

- Biokol kan fastlägga PAH och tungmetaller, men effekten är plats- och biokolsspecifik. Biokol fungerar sämre för anjoniska ämnen och kan öka spridning av arsenik, krom, molybden, antimon och vanadin.
- Inblandning av 3 vikts% biokol räcker för att radikalt minska spridningen av PAH; utlakningen reducerades till 1% av utlakning från obehandlad jord. Effekten på koppar, kvicksilver och zink var också god; utlakningen reducerades ned till 13, <30 respektive 43%.
- Störst positiv behandlingseffekt nås, relativt sett, i jordar med låg kvalitet (låg halt organiskt material, låg ler-halt, pH<7).
- Inblandning av biokol (och torv) gav gynnsammare förhållanden för växtlighet, dagmaskar och mikroorganismer, men tillgången på kväve blev snabbt begränsad.

AP2 Juridiska frågeställningar:

- När det gäller biokol som behandlingsteknik är de rättsliga förutsättningarna för användandet inte klarlagda, vilket skapar osäkerhet hos användarna. Nationell och internationell rätt inom området är komplex och i många fall saknas rättspraxis och tydlig vägledning.

AP3 Förutsättningar för närproducerad biokol:

- Kommunala avfallsbolag har generellt sett mycket goda förutsättningar att tillverka biokol. En stor fördel är att de ofta redan har etablerad infrastruktur för material och flöden, samt god kunskap om avfallens karaktär.

AP4 Miljösystemanalys:

- Livscykelanalysen visade att biokolbehandling har betydligt lägre miljöpåverkan jämfört med deponering. Behandling on-site så väl som off-site, resulterar i negativt CO₂-utsläpp under rådande svenska förutsättningar!
- Substansflödesanalysen visade att betydligt mindre mängder av PAH och koppar läcker ut om biokolbehandling väljs istället för deponering (sett över en 100 års period). För övriga metaller kan inte samma enkla slutsats dras. Vilket alternativ som blir bäst styrs av platsspecifika förutsättningar och val av biokol.

Ett viktigt nästa steg är att verifiera teknikens hållbarhet, dvs undersöka hur biokol i sig självt står emot nedbrytning och hur beständig själva behandlingen är med avseende på olika föroreningar och jordavfall.

Summary

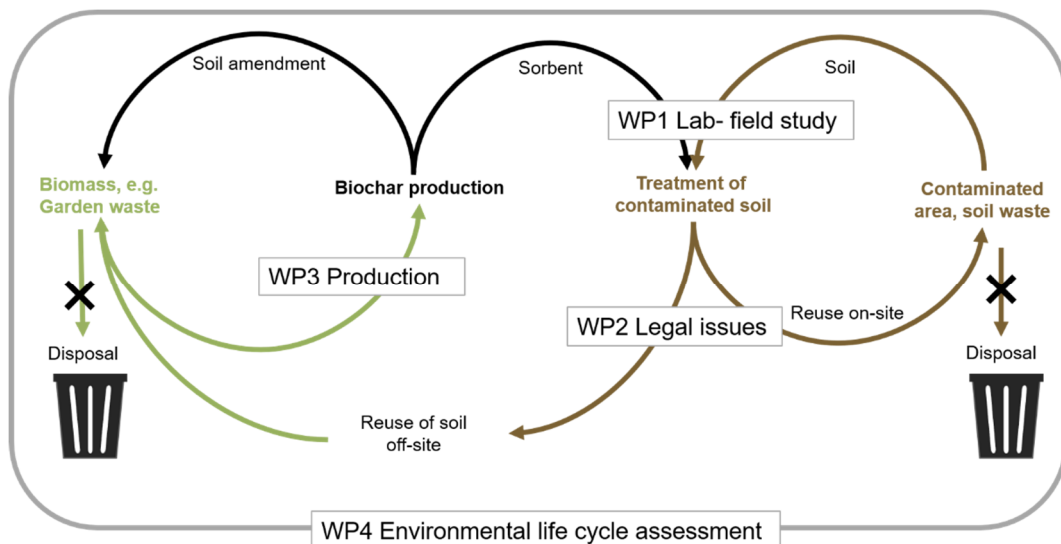
The objective has been to test if biochar can be used as a soil remediation technique in order to stabilize pollutants and improve soil quality. The goal was to find a more sustainable and resource-efficient management of soils in conjunction to remediation of contaminated sites. If the treated soil could be reused instead of disposed, juvenile soil resources for backfilling could be saved and less waste would be landfilled.

Biochar is a material with a high carbon content that can be produced from most organic wastes by pyrolysis. It is used as a soil amendment, due to its good capacity of retaining water, air and nutrients. It can also sorb pollutants in the soil, hence lowering the risks for negative environmental- and health effects.

We have investigated if biochar (black arrows, in Figure) can stabilize metals and organic pollutants in soils, in order to remediate excavated soils from contaminated sites (brown arrows) so that these soils can be reused instead of being disposed.

In our first work package (WP), we investigated sorption of heavy metals and organic pollutants (polycyclic aromatic hydrocarbons, PAH) at lab-scale. A field trial was thereafter designed to study the effects of biochar on the plant-soil ecosystem and the chemical behaviour of pollutants at a larger scale.

In WP2, we performed a review of legal conditions for using biochar for treatment of contaminated soil on-site and off-site. In addition, WP3 investigated the conditions for a municipal waste company (MWC) to produce biochar. Suitable organic waste streams (green arrows) and production technologies were identified. Finally, an environmental system analysis (WP4) was carried out to compare the environmental impacts of the two options of treatment; on-site and off-site and compare to a landfill scenario.



Results and conclusions:

WP1 (Lab- and field study):

- Biochar can sorb PAH and heavy metals, but the effect is site- and biochar specific. Biochar is less efficient for anionic substances and can increase spreading of arsenic, chromium, molybdenum, antimony and vanadium.
- Addition of 3% (w/w) biochar is enough to radically reduce the solubility of PAH; leaching was reduced to 1% of control (untreated soil). The effect on copper, mercury and zinc was also good; the concentration was reduced to 13, <30 and 43% of the control, respectively.
- The greatest positive treatment effects, in relative terms, is achieved in soils of low soil quality (low content of organic material, low clay content, pH <7).
- Additions of biochar (and peat) provided more favourable conditions for vegetation, earthworms and microorganisms, but the availability of nitrogen was reduced.

WP2 Legal issues:

- Legal conditions for use of biochar as a treatment technology are not clear and creates uncertainty among users. National and international law in this field are complex and case law and clear guidance are lacking.

WP3 Prerequisites for locally produced biochar:

- MWCs generally have very good conditions for producing biochar. A major advantage is that they often have established infrastructure for materials and waste streams, as well as good knowledge of the characteristics of the waste.

WP4 Environmental system analysis:

- The life cycle analysis showed that biochar treatment has a significantly lower environmental impact compared with landfilling. Treatment on-site as well as off-site, results in negative CO₂ emissions under prevailing Swedish conditions!
- The substance flow analysis showed that significantly smaller amounts of PAH and copper are leached when soil is treated with biochar instead of being disposed (seen over a 100-year period). For other metals, the same simple conclusion cannot be drawn. Which alternative is best is governed by site-specific conditions and the choice of biochar.

An important next step is to verify the stability, i.e. to investigate biochar's resistance to degradation, and how durable the treatment is regarding various pollutants and different soils.

Inledning och bakgrund

Bakgrund

Det finns i Sverige över 80 000 potentiellt förorenade områden, varav flera är i behov av sanering. Den vanligaste saneringsmetoden idag är gräv/schaktsanering med deponering av stora volymer förorenade jordmassor till följd. Exploatering och byggnation i städer ger också årligen upphov till hundratusentals ton jordmassor som i många fall blir klassat som avfall om massorna grävs upp och inte kan användas på platsen för grävningen inom rimlig tidsrymd (Naturvårdsverket, 2016). I många fall måste den bortschaktade jorden också ersättas med rena jordmassor till ytterligare miljö- och samhällsekonomiska kostnader. Jord är en värdefull och begränsad resurs med mycket låg återbildningstakt som måste hanteras på ett hållbart sätt (McBratney et al., 2014). Med detta i åtanke är det ytterst viktigt att hitta effektiva och miljömässigt hållbara saneringstekniker som med fördel kan ske på plats (*in-situ*). Behandling med biokol har denna potential och kan dessutom förbättra jordens kvalitet, inte bara med avseende på föroreningsituationen utan också på markens bördighet.

Biokol är ett jordförbättringsmaterial på frammarsch med stor potential i flera olika tillämpningar. Det används redan idag i städer vid anläggning av växtbäddar i stället för sand, torv och lera för att förbättra förutsättningarna till växtlighet i ”lågkvalitativ” (men ej förorenad) jord. Användningen av biokol för att öka bördigheten är ingen ny teknik, utan har tillämpats i tusentals år världen över t ex. genom svedjebruk. Genom sin porösa struktur kan kolet likt en tvättsvamp hjälpa till att hålla vatten, luft och näring i jorden och skapa bättre förutsättningar för växtlighet. Porositeten (och kolets stora yta) ger också goda möjligheter att fastlägga föroreningar.

Laboratorieförsök har visat att både tungmetaller och organiska miljögifter kan fastna på kolet, då det blandas med förorenad jord (t ex. Bielská et al., 2017; Cao et al., 2009; Denyes et al., 2016; Trakal et al., 2011; Zhang et al., 2013). Om samma effekt kan erhållas under naturliga förhållanden skulle det betyda lägre biotillgänglighet av föroreningarna, vilket innebär att jorden blir mindre giftig (lägre toxicitet). Samtidigt minskas risken för utlakning till grund- och ytvatten.

Förutom att biokolbehandling av förorenad jord skulle kunna bidra till en hållbar masshantering, minskat avfall och minskade miljö- och hälsorisker, så kan behandlingstekniken också ha klimatpositiva effekter då biokolet kan verka som en kolsänka i marken. Detta eftersom koldioxiden, som tagits upp från atmosfären av biomassan, vid biokolstillverkningen ombildas till en mycket stabil form av kol, som tar hundratals till tusentals år att bryta ned (Wang et al., 2016). Ett svenskt pilotprojekt har också visat att överskottsenergi vid framställning av biokol kan tas tillvara till fjärrvärme, vilket gör biokol till en än mer klimatpositiv produkt (Stockholm vatten och avfall, 2017).

Vad är utmaningen/problemet?

Riskbedömning av förorenad jord utgår generellt från föroreningshalter i jorden som jämförs med framtagna generella riktvärden. En behandling med biokol kommer inte leda till att föroreningarna försvinner eller minskar i halter. Det är istället föroreningarnas löslighet och biotillgänglighet som minskar. Därmed minskar också risken för att föroreningarna ska orsaka negativa effekter på människa och miljö.

Utmaningen ligger i att kunna visa att riskerna kan minska till acceptabla nivåer med biokolsbehandling och att behandlingen är beständig så att det går att få acceptans för att lämna kvar föroreningar i marken.

En annan utmaning är att hitta biokolsprodukter lämpliga för olika föroreningssituationer och markförhållanden och att förstå kopplingarna mellan föroreningssituation, markegenskaper och biokolets beskaffenhet.

Aktuellt kunskapsläge

En nyckelparameter vid riskbedömning av föroreningar är deras löslighet, det vill säga vilken koncentration som finns i vattnet som finns i marken. En hög löslighet medför såväl en hög biologisk tillgänglighet (toxicitet) som en stor spridningsrisk. Kan lösligheten minskas, genom biokolsbehandling, reduceras således risken.

Effekter på löslighet och toxicitet av metaller

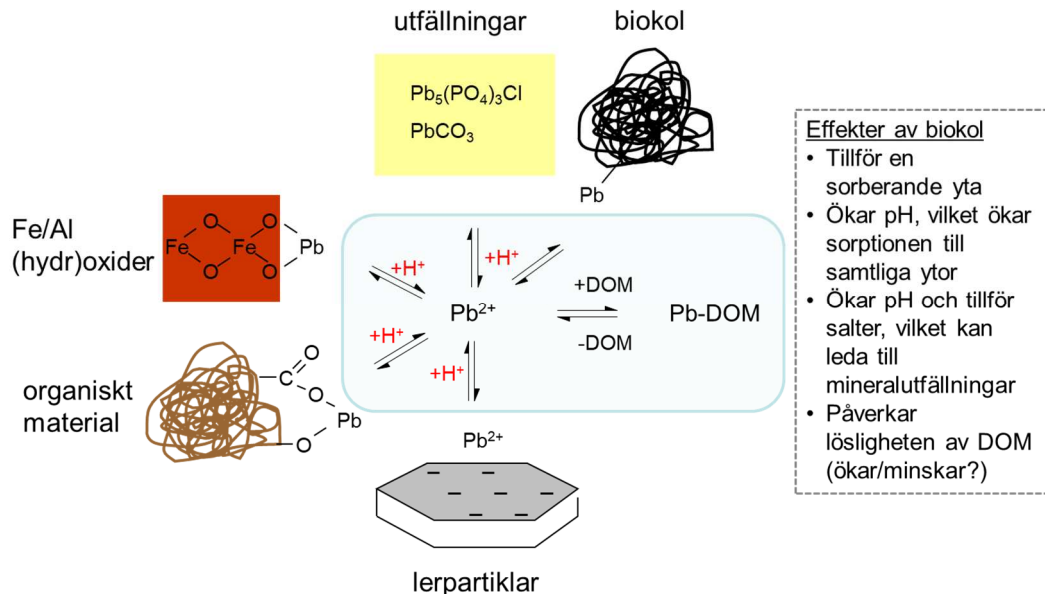
Metallers löslighet i en jord regleras av en rad olika reaktioner Figur 1. Vilka som är viktigast varierar beroende på vilken typ av jord man har. För tungmetaller som existerar som positivt laddade katjoner (t ex. Pb, Cu och Zn) spelar i regel inbindning till ytor hos organiskt material och järn- och aluminium(hydr)oxider störst roll. Dessa ytor har negativt laddade funktionella grupper som katjonerna kan binda till.

Vid höga pH-värden (>8) och vid höga halter av fosfat och klorid kan mineralutfällningar av hydroxider, karbonater och blandutfällningar av fosfater och klorider vara viktiga. Såväl inbindning till organiskt material och järn- och aluminium(hydr)oxider som utfällning av mineraler är pH-beroende, där lösligheten ökar med sjunkande pH. Ett lågt pH innebär en hög koncentration av vätejoner som kan konkurrera om bindningsställen på det organiska materialet och på järn- och aluminium(hydr)oxidytorna.

Vilka mekanismer som styr inbindningen av metaller till biokol är inte helt klarlagt, men i princip är det samma mekanismer som styr löslighetsregleringen i en jord (Zama et al., 2018). Även biokolet har funktionella grupper som kan binda metaller. Tillförsel av biokol ökar således antalet funktionella grupper till vilka fastläggning kan ske, vilket minskar metallernas löslighet i markvattnet. Biokolet är i regel alkaliskt på grund av att det innehåller lättlösliga karbonater och oxider, vilket kan höja pH i jorden och därmed gynnar inbindningen av metaller. Kombinationen av ett högt pH och en hög salthalt kan dessutom i vissa fall gynna utfällningen av mineralfaser. Hur inblandning av biokol i en jord kan påverka metallösligheten sammanfattas i Figur 1.

Ett biokol som ska användas för metallinbindning bör därför ha följande egenskaper (Gustafsson et al., 2020):

- hög askhalt (ger högt pH)
- stora specifika yta
- högt innehåll av funktionella grupper (högt O/C)



Figur 1 Möjliga reaktioner i en mark med tillsats av biokol exemplifierat med bly (Pb). Samtliga reaktioner är pH-beroende, vilket indikeras av en rödmarkerad vätejon (H⁺). DOM = dissolved organic material; löst organiskt material.

För att få en uppfattning om spridningsrisk, eller hur stor fastläggningen av metaller kan vara i en jord, brukar man använda sig av fördelningskoefficienter, eller så kallade K_d -värden. K_d -värden är plats specifika koefficienter som beskriver i vilken utsträckning föroreningen fördelar sig mellan jorden och markens vatten då systemet är i jämvikt:

$$K_d = \frac{\text{koncentrationen i jorden} \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right)}{\text{koncentrationen i vattnet} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right)} \quad (\text{Ekv. 1})$$

De används för att beräkna/uppskatta hur stor spridning som kan ske av metaller från ett förorenat område och ingår som en parameter i Naturvårdsverkets modell för att beräkna riktvärden. För att bedöma vilken effekter en biokolsbehandling kan få på spridningen av metaller kan antingen Ekvation 1 ovan användas, eller kan K_d normaliseras mot fraktionen totalt organiskt kol, f_{OC} (= %TOC/100), som finns i jorden efter behandlingen, (se Ekvation 2, i avsnittet nedan), det vill säga TOC är

lika med summan av jordens innehåll av naturligt organiskt kol och tillsatt organiskt kol genom biokolstillsatsen).

Effekter på löslighet och toxicitet organiska miljögifter (PAH)

I detta projekt har vi valt att fokusera på gruppen polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och denna grupp får representera organiska miljögifter. Effekten av biokol på andra organiska miljögifter, som har liknande kemiska egenskaper som PAH (det vill säga är opolära, hydrofoba ämnen så som t ex dioxiner, PCB mfl.), förväntas vara liknande.

PAH är samlingsnamnet på en stor grupp ämnen som kan ha skadlig inverkan på både människors hälsa och miljön. Det är en mycket vanlig förekommande förorening i urban miljö och på områden som förorenats av industriell verksamhet. Det är också ofta som halten PAH blir styrande vid generell riskbedömning av förorenad jord ur markskyddsperspektiv. Detta påverkar i sin tur omfattningen av mängden jordmassor som måste hanteras vid en sanering. I vår studie har vi därför valt PAH som representantgrupp för organiska miljögifter för att undersöka effekter av biokolbehandling.

I Sverige har vi generella riktvärden för förorenad mark för tre undergrupper av PAH; PAH-L (PAH med låg molekylvikt), PAH-M (PAH med medelhög molekylvikt) och PAH-H (PAH med hög molekylvikt), Tabell 1 Tabell). De tre grupperna skiljer sig åt vad gäller fysikalisk-kemiska egenskaper och toxicitet. Till exempel minskar vattenlöslighet och flyktighet med ökad molekylvikt. Det betyder också att ämnenas fettlöslighet ökar med molekylvikten. Egenskaperna skiljer även inom de tre grupperna, men i mindre grad.

Tabell 1 Indelning av PAH efter molekylvikt samt förkortningar.

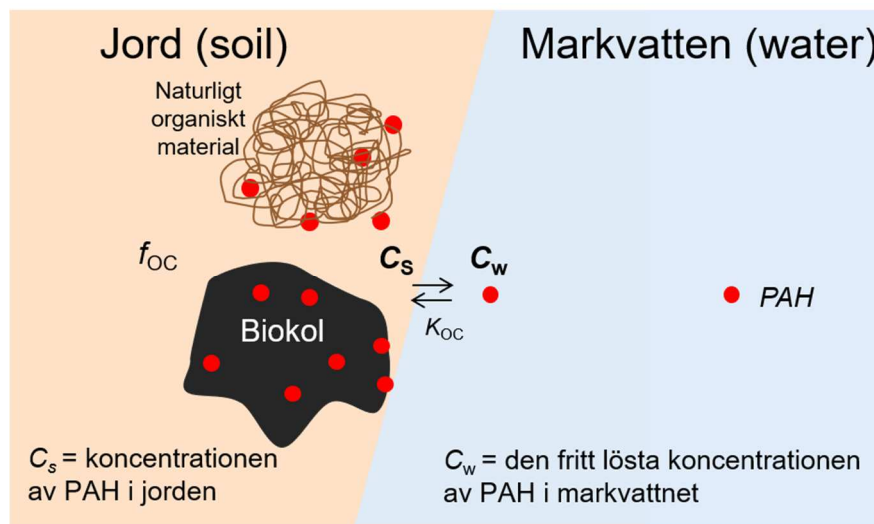
Grupp	PAH-L	PAH-M	PAH-H
Egenskaper	Relativt flyktiga och lösliga i vatten		Ej flyktiga och mycket svårslösliga i vatten
PAH	Naftalen (NAP) Acenaften (ACE) Acenaftylen (ACEY)	Fluoren (FLU) Fenantren (PHE) Antracen (ANT) Fluoranten (FLUA) Pyren (PYR)	Benso[a]antracen (BAA) Krysen (CHR) Benso[b]fluoranten (BBF) Benso[k]fluoranten (BKF) Benso[a]pyren (BAP) Dibens[ah]antracen (DAH) Benso[ghij]perylene (BGP) Indeno[123-cd]pyren (IND)

Eftersom PAH är opolära och hydrofobiska (vattenskyende) organiska ämnen är de relativt svårslösliga i vatten, och enligt principen ”lika löser lika” vill de helst fördela sig till en organisk fas (Figur 2). Därför beskrivs fastläggningen av PAH i jord med en fördelningskoefficient som är normaliserad mot jordens innehåll av organiskt kol (*f_{oc}*):

$$K_{OC} = \frac{C_s}{(C_{w, \text{fritt löst}} * f_{OC})} \quad (\text{Ekv. 2})$$

C_s i Ekvation 2 är koncentrationen av PAH i jord (där s står för soil, och enheten är mg PAH/kg_{jord}). $C_{w, \text{fritt löst}}$ är koncentrationen av fritt löst PAH i vattnet som är i jämvikt med jorden (där w står för water och enheten är mg PAH/L) och f_{OC} är andelen organiskt kol i jorden (kg organiskt kol/kg jord).

K_{OC} används för att beräkna riktvärden för organiska ämnen i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. För framtagandet av generella riktvärden har man antagit K_{OC} -värden som ska gälla för det generella fallet och för grupperna PAH-L, -M och -H, men K_{OC} beror egentligen både på vilken PAH som ska beskrivas (värdet på K_{OC} ökar med PAH-ämnets hydrofobicitet och molekylvikt) och kvaliteten på det organiska materialet. Till exempel är K_{OC} för antropogent kol som sot (och biokol) mycket högre än K_{OC} för naturligt organiskt kol som humus.



Figur 2 Fördelning av PAH till jordens innehåll av organiskt kol (f_{OC}), det vill säga kol i form av naturligt organiskt material och eventuellt tillsatt antropogent kol (biokol) i ett markvattensystem.

Den styrande mekanismen för fastläggning av PAH till biokol som tillsätts en jord bör därför vara masstransport från porvattnet till biokolet och vid jämvikt bör Ekvation 1 kunna användas för att beskriva fördelningen av PAH. Andelen organiskt kol beräknas då utifrån den totala halten organiskt kol i jorden (det vill säga summan av mängden organiskt kol i den förorenade jorden och mängden tillsatt organiskt kol genom biokolsbehandlingen).

Om biokolet har en stor yta får det en stor/hög förmåga att fastlägga PAH. Antalet sorptionsplatser/g (BET-yta/g) ökar teoretiskt med minskad partikelstorlek på kolet och med ökande innehåll av mikroporer. Biokol som förbränns vid hög temperatur

blir mer aromatiska, det vill säga de får låg polaritet, vilket gör att sådana biokol kan fastlägga PAH bättre än biokol med hög polaritet (Kupryianchyk et al., 2016; Lian and Xing, 2017; Oleszczuk et al., 2014), detta eftersom PAH är opolära hydrofoba ämnen. Förädlade varianter av biokol, där pyrolys och råvara anpassas så att biokolet blir mer aromatiskt kan därför ha/få betydligt högre fastläggningskapacitet (högre KOC-värden) än jord (eller ett oförädlat biokol).

Sammanfattningsvis bör biokolet ha följande egenskaper för att kunna fastlägga PAH:

- stor specifik yta
- högt innehåll av mikroporer
- liten partikelstorlek
- låg polaritet/aromatiskt biokol (lågt O/C)
- många hydrofoba ytor

Kunskaps- och vidareutvecklingsbehov

Hittills har studierna om användning av biokol för sanering av förorenade jordar fokuserats på kontrollerade laboratoriestudier, växthusförsök och odlingsförsök i små kärl. Storskaliga försök i fält behövs för att testa tekniken innan den går att pröva i operativ skala i verkliga saneringsförsök. Därtill behövs det en mycket bättre förståelse för interaktionerna mellan biokol-jord-förorening och samspelet med det biologiska livet i marken för att kunna dra generella slutsatser om när en behandling kan vara lämplig. *Dessa frågeställningar har varit fokus för projektet och undersökts genom att anlägga en fältstudie. Se avsnitt som rör Arbetspaket nr 1, markerade med AP1).*

Som beskrivit ovan behöver biokolet ha särskilda egenskaper för att på ett optimalt sett kunna fastlägga metaller och organiska ämnen. Ett biokols egenskaper kan variera beroende på vilken typ av biomassa (råvarumaterial) det är tillverkat från och på pyrolys-förhållanden. Det är viktigt att produktionen anpassas så att biokolet får rätt egenskaper med avseende på den specifika mark-föroreningssituation det ska användas till. Produktionsoptimering för att hitta dessa egenskaper kan stå i kontrast till optimering för att ta fram ett kol med bäst markförbättrande egenskaper, råvarutillgång och optimering av klimatnytta. *Dessa frågeställningar har behandlats under arbetspaket nr 1, 3 och delvis 4 (se avsnitt markerade med AP1, AP3 och AP4).*

En annat stort behov är att öka kunskapen om tekniken och att utreda i vilka sammanhang den kan tillämpas praktiskt. Det är viktigt att utreda de juridiska förutsättningarna för användandet av biokol som behandlingsteknik parallellt med själva teknikutvecklingen för att på ett tidigt stadium kunna belysa var och hur tekniken kan användas och hur effekter av en behandling bör redovisas för att få acceptans. *Behovet av att reda ut juridiska förutsättningar har undersökts i arbetspaket nr 2 (se avsnitt markerade med AP2).*

Det saknas studier på vad den samlade miljönyttan skulle bli vid användning av biokol som behandlingsmetod istället för alternativ som bortförel, deponering och återfyllnad med rena jordmassor. *Detta har undersökts i arbetspaket nr 4, i samarbete med AP1 och AP3, (se avsnitt markerade med AP4).*

Det finns idag mycket lite forskning om långtidseffekter och hur varaktig en stabilisering är över tid. Några få studier i laboratorieskala har rapporterat att förmågan att adsorbera föroreningar kan minska hos biokolet med tiden (Zhang et al., 2010). Mer förståelse av åldrandet är därför högst motiverat för vidare forskning, eftersom denna kunskap är nödvändig för att kunna veta om en behandling är beständig, eller måste upprepas med viss frekvens för att behålla sin effektivitet. *Studier av långtidseffekter har tyvärr inte kunnat rymmas inom detta forskningsprojekt då projektet bara pågått i två år.*

Syfte och mål

Målet med projektet har varit att utveckla en behandlingsteknik med biokol för att stabilisera föroreningar i jord och förbättra jordens kvalitet i syfte att minska miljörisker och uppkomst av avfall. Om föroreningarna i jorden kan stabiliseras så att riskerna för negativa hälso- och miljöeffekter sjunker till acceptabla nivåer skulle behandlade jordmassor kunna lämnas kvar. Detta skulle bidra till en resurseffektivare avfallshantering genom minskad deponering av både jord och organiskt avfall, samt minskat uttag av jungfruliga jordresurser för återfyllnad i samband med sanering av förorenade områden.

För att utreda olika frågeställningar med behandlingstekniken har projektet varit indelat i flera olika arbetspaket (AP). Nedan beskrivs syften och delmål för dessa.

Lab- och fältstudie (AP1)

Det övergripande syftet med AP1 var att skapa en bättre förståelse för interaktionerna mellan biokol-jord-förorening och samspelet med det biologiska livet i marken. Detta är avgörande för att kunna dra generella slutsatser om när en behandling kan vara lämplig (vid vilka föroreningssituationer), vilka jordar som går att behandla och hur stor inblandning som behövs för att nå effekt.

I syfte att utreda om biokol kan användas som behandlingsteknik för att stabilisera *både* metaller och organiska miljögifter i förorenade jordmassor genomfördes en fältstudie. Specifika mål med fältstudien var att undersöka hur biokol i olika halt påverkar 1) utlakning, 2) biotillgänglighet och 3) toxicitet av tungmetaller och polycykliska organiska kolväten (PAH), samt 4) växtproduktion och påverkan på ekologiska nyckelparametrar så som 5) kväveomsättning och 6) kolmineralisering.

För att hitta ”rätt” biokol med lämpliga egenskaper till fältstudien och för att kunna designa denna på ett optimalt sätt genomfördes en litteratur- och laboratoriestudie, med följande delmål: 1) definiera vilka egenskaper ett biokol bör ha för att på ett optimalt sätt stabilisera och minska biotillgängligheten av organiska miljögifter och metaller; 2) beskriva vilka jordförbättrande egenskaper biokolet kan ha och vilka effekter det kan ge på markmiljön; 3) undersöka hur biokolet ska vara producerat

(vid vilken pyrolys-temperatur) och av vilket råmaterial (typ av organiskt avfall), för att uppfylla de optimala egenskaperna.

Juridiska frågeställningar (AP2)

Syftet med AP2 var att identifiera de juridiska förutsättningarna för att använda biokol, producerat av organiskt avfall, som jordförbättringsmedel och behandling av lätt förorenade jordar. Detta eftersom nya efterbehandlingsmetoder måste stå i överensstämmelse med gällande lagar och regler för att kunna bli verklighet.

Målet för AP2 var att identifiera och formulera kritiska frågor (knäckfrågor) som användaren av biokolet behöver ta ställning till för att kunna följa svensk miljölagstiftning. Bland knäckfrågorna kan som exempel nämnas ”Om organiskt avfall som används för att framställa biokol upphör att vara avfall genom återvinningsprocessen?”. Svaret blir avgörande för vilka regler som kommer att styra den fortsatta användningen av biokolet.

Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)

AP3 syftade till att utreda förutsättningarna för närproducerad biokol. I AP3 har följande delmål ingått:

- Identifiera tänkbara organiska avfallsströmmar som råvara för biokoltillverkning.
- Identifiering och utvärdering av tekniska lösningar och olika typer av produktionsanläggningar.
- Undersöka förutsättningarna för ett kommunalt avfallsbolag att producera egen biokol från befintliga avfallsflöden vilka är lämpliga för att behandla jordmassor off site och in situ.

Miljösystemanalys (AP4)

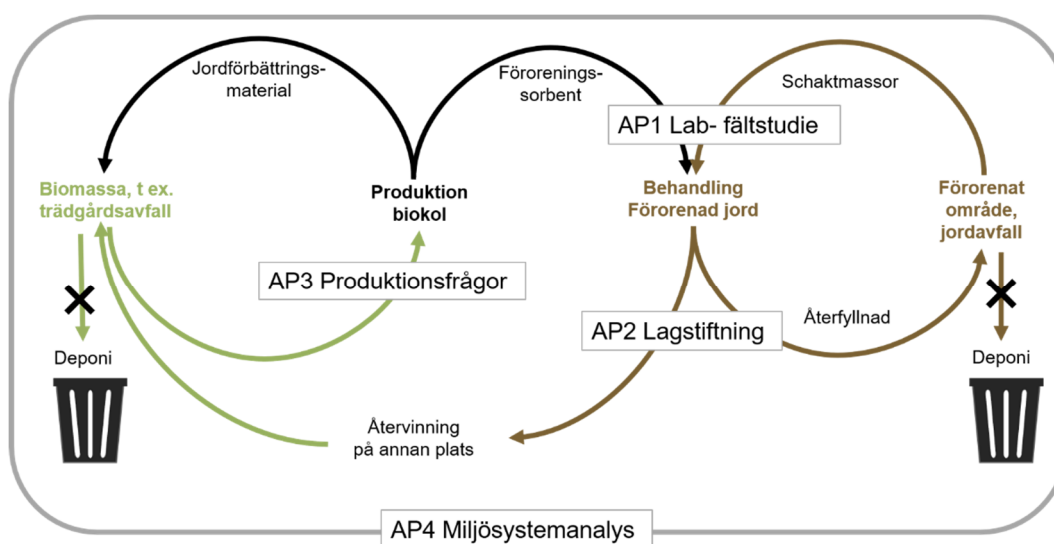
Syftet med AP4 (miljösystemanalys) var att utvärdera, i ett livscykelperspektiv, miljöpåverkan av system där trädgårdsavfall behandlas, energi utvinns som fjärrvärme och biokol produceras och används för behandling av lätt förorenad jord. Dessa system jämfördes med förbränning av avfallet och deponering av den förorenade jorden.

Genomförande

Projektet har utförts i fem arbetspaket, (Figur 3), organiserade för att möta identifierade kunskaps- och vidareutvecklingsbehov och projektmålen.

Översikt av arbetspaket (AP)

Fokus för projektet har varit att undersöka om biokol (svarta pilar, Figur 3) kan användas för att stabilisera metaller och organiska miljögifter i förorenad jord så att jordavfall som uppstår vid saneringsarbeten (bruna pilar, Figur 3) kan återanvändas istället för att deponeras. En central del för att undersöka detta var att genomföra praktiska studier. Dessa utfördes inom AP1 och i två på varandra följande delar. I den första delen genomfördes en litteratur- och lab-studie för att undersöka biokols fastläggningsegenskaper för tungmetaller, så som Cu, Pb och Zn och PAH som representantgrupp för organiska miljögifter. Lab-studien utfördes i huvudsak för att kunna hitta rätt typ av biokol att köpa in och använda i en större skala i ett fältförsök, vilket sedan utfördes som en andra del av AP1.



Figur 3 Projektstruktur och arbetspaket (AP). Gröna, svarta och bruna pilar representerar flöden av organiskt avfall (biomassa), biokol respektive förorenad jord i systemet. Projektets femte arbetspaket omfattade projektledning och kunskapsspridning och är ej inritat i figuren.

Parallellt utredde AP2 juridiska förutsättningar vid återfyllnad eller återvinning av biokolsbehandlad förorenad jord, medan AP3 undersökte produktionsfrågor som t ex vilka organiska avfallsströmmar (gröna pilar, Figur 3) som är lämpliga att använda för biokolsproduktion och teknik för pyrolys.

I ett sista steg utvärderade AP4, i ett livscykelperspektiv, miljöpåverkan av ett system där trädgårdsavfall behandlas, energi utvinns som fjärrvärme och biokol produceras och används för behandling av förorenad jord. Data och kunskap som

tagits fram från de övriga arbetspaketen användes som in-put till denna miljösystemanalys.

Det femte arbetspaketet, AP5, innefattade projektledning och kunskapsspridning av resultat. Nedan beskrivs de olika delmomenten i arbetspaketen mer ingående, samt vilka metoder som har använts.

Litteratur och lab-studie (AP1 del 1)

Litteraturstudie

Litteraturstudien utfördes i huvudsak av studenterna Nikoline Gustafsson och Emma Nilsson som ett projektarbete inom kursen Tillämpad Miljövetenskap (MVEN14) vid Lunds universitet med Håkan Wallander som kursansvarig och Anja Enell som extern handledare. Upplägg, resultat och slutsatser av litteraturstudien finns presenterade i rapport av Gustafsson et al., (2020).

Laboratorieförsök

Laboratorieförsöken utfördes av SGI-Miljölab, SLU och ORU. Fastläggningstester för metaller genomfördes i huvudsak inom ramen för ett examensarbete utfört av Elin Norberg (2019).

Använda material och metoder i laboratorieförsök finns att läsa i rapport av Norberg (2019) och i Syntesrapport över projektet (Enell et al., 2020). Nedan följer en mycket kort beskrivning:

Fem kommersiella biokol (Tabell 2) undersöktes med avseende på förmåga att fastlägga Cu, Pb och Zn och PAH. Biokolen var producerade från fyra organiska avfall (med tre olika grad av ligninhalt):

- Trädgårdsavfall (1A); hög ligninhalt, men med inslag av gröna växtdelar
- Parkavfall (1B); hög ligninhalt, men med inslag av gröna växtdelar
- Återvunnet flisat trä (2A och 2B); hög ligninhalt, inga gröna växtdelar
- Jordbruksavfall (3A); låg ligninhalt, hög cellulosahalt

Grundläggande karakterisering genomfördes enligt metoder föreskrivna av European Biochar Certificate (EBC, 2012).

Två jordar användes till försöken (

Tabell 3); en förorenad av metaller och en med höga halter av PAH.

I försöken med den tungmetallförorenade jorden undersöktes lösligheten i referensjorden utan biokol och jordarna med biokoltillsats i ett pH-beroende lakttest (Norberg, 2019). För att undersöka fastläggningsförmågan hos själva biokolen, utfördes försök där enbart biokol blandades med en metallsaltlösning. Biokolen

blandades med en lösning innehållande metallerna Cu, Pb och Zn samt olika tillsatser av salpetersyra.

Effekten av de olika biokolen på lösligheten av 16 PAH i de biokolsinblandade jordproverna undersöktes med hjälp av POM-metoden (Arp et al., 2014; Josefsson et al., 2015). POM-metoden utförs som ett lakttest (skaktest), men genom att använda en provtagare, gjord av polyoxymetylen (POM), kan man mäta vad som är fritt löst i vattnet utan att få med bidrag från partiklar och löst organiskt kol, se beskrivning i Enell et al., (2016).

Tabell 2 Undersökta kommersiella biokol i lab-studien.

Provnamn	1A:BC	1B:BC	2A:BC	2B:BC	3A:BC
Producent	Högdalen, SE	Producent X, DE	Producent X, DE	Producent X, DE	Producent Y, DE
Råvara	Trädgårdsavfall Hög halt Lignin. Inslag av gröna växtdelar	Parkavfall (stormskadade träd) Hög halt Lignin. Inslag av gröna växtdelar	Träflis från återvunnet obehandlat trä Hög halt Lignin. Inga gröna växtdelar	Träflis från återvunnet obehandlat trä Hög halt Lignin. Inga gröna växtdelar	Kornska Låg halt lignin. Torkade "gröna" växtdelar.
Process	Pyreg P500	Pyreg P500	Pyreg P500	Pyreg P500	Pyreg P500
Temp ca (°C)	700	650	500	600	600
Specifik yta, (m ² /g)	134*	222*	74*	60*	45*
O/C ratio (mol/mol)	0,083	0,037	0,049	0,059	0,083
Halt aska (% w/w ts)	13,9	9,1	12,8	18,2	21,2
pH i CaCl ₂	8,2	8,1	8,2	8,6	8,5
Karbonat (% w/w ts)	2,3	0,9	0,9	2,1	3,1
TOC (% w/w ts)	74,9	86,3	80,4	75,1	67,9

* Specifik yta, mätt som BET, är troligen underskattad pga. negativa "C-värden". C-värden är ett kvalitativt mått för porvolymfördelning. Ett negativt C-värde är en indikation på en hög andel av mikroporer, vars yta inte går att mäta på ett tillförlitligt/tillräckligt sätt med den valda metoden.

Tabell 3 Karakterisering av de två förorenade jordarna som undersöktes i lab-studien.

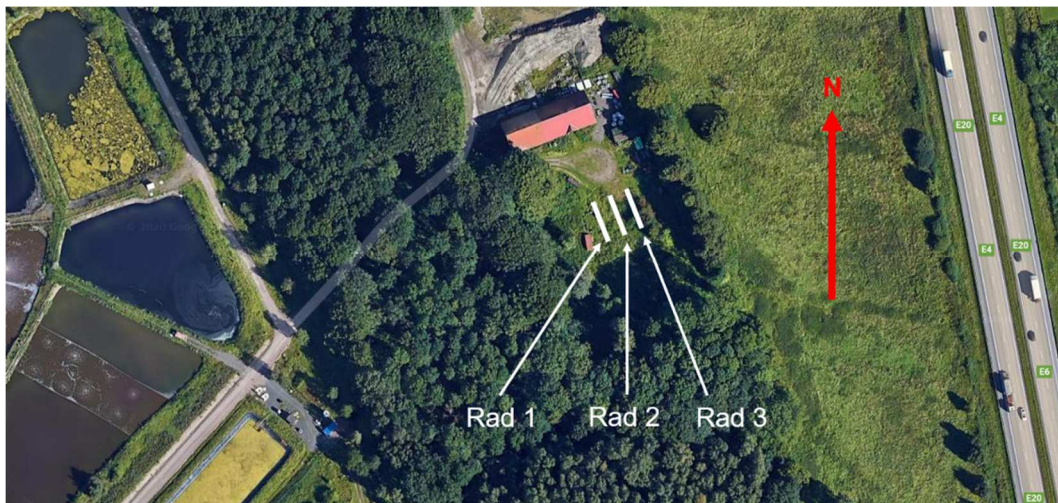
Parameter	Enhet	PAH-jord	Metall-jord
pH	pH-enheter	8,3	7,8
TIC	% ts	0,3	0,4
TOC	% ts	5,2	3,1
Ler-halt (<0,002mm)		15%	8,0%
Föroreningar:			
Cu	mg/kg ts	100	2200
Pb	mg/kg ts	110	490
Ni		17	49
Zn	mg/kg ts	150	3000
PAH-L	mg/kg ts	8,4 ± 1,2 ^(a)	0,95
PAH-M	mg/kg ts	99 ± 5,9 ^(a)	7,0
PAH-H	mg/kg ts	94 ± 4,6 ^(a)	7,0

^(a)Medel och standardavvikelse av n=3.

Fältförsök (AP1 del 2)

Försöket utfördes i huvudsak av SGI, NSR, SLU och ORU. Material och metod finns beskrivet i Syntesrapport (Enell et al., 2020) och i vetenskapliga manuskript (Enell et al., *In prep.*; Rijk et al., *In prep.*; Tiberg et al., *In prep.*). Nedan ges en kort sammanfattning.

Försöket anlades odlingsbäddar (2 × 2 × 0,5 m) på NSR:s område i Helsingborg (Figur 4 och Figur 5).



Figur 4 Försöket är anlagt som tre rader med odlingsbäddar med nio bäddar/parceller i varje rad.



Figur 5 Bäddarna fylldes med jord (med biokol och/eller torv eller utan) i juni 2019. Man ser tydligt på fotot att jorden har en annan färg när biokol har blandats in (närmast är en bädd som innehåller 6% biokol och 0% torv).

Förorenad jord

Som referensjord användes jordavfall från ett PAH-förorenat område (Orienten 7, Helsingborg) och ett metall-förorenat område (Oslopiren, Helsingborg) som blandades med ca en viktsprocent kompost. Direkt efter blandningstillfället var referensjordens pH 7,8 och halt totalt organiskt kol (TOC) 2,9% (n=1). Referensjorden innehöll 4% lera.

Biokol

Biokol köptes från IKB Innsbruck, Österrike. Biokolen är producerad med Syncraft process (pyrolys med ”floating bed reactor”) vid 750°C i 20 min. Råvaran bestod av skogsavfall (trä-flis och bark). Valet av biokol baserades på resultaten från laboriестudien. Grundläggande karakterisering genomfördes enligt EBC (EBC, 2012), (Tabell 4).

Tabell 4 Data över det biokol som användes i fältstudien; resultat från EBC-karakterisering.

Provnamn	BC(fältstudie)	Föreningshalter i BC	(mg/kg ts)
Producent	IKB Innsbruck, AT	As	<0,8
Råvara	Skogsavfall (hög ligninhalt)	Ba	123
Process	Syncraft; pyrolys med ”floating bed”	Cd	0,4
Temp ca (°C)	750	Cr	3,5
Specifik yta, (m²/g)	205*	Cu	12
O/C ratio (mol/mol)	0,036	Hg	<0,07
Halt aska (% w/w ts)	9,8	Ni	3
pH i CaCl₂	8,6	Pb	3,5
Karbonat (% w/w ts)	<1,4	Zn	121
TOC (% w/w ts)	86,1	PAH-16*	50

*Förhöjda halter (dvs över EBC:s gräns för biokol av ”premium grade”; <4 mg/kg ts) av naftalen (40 mg/kg ts) och fenantren (6 mg/kg ts).

Torv

Torv (humifieringsgrad 4-5), köptes från Hasselfors Garden (initialt pH=4,4) och kalkades upp till pH=5,9.

Behandling med biokol och torv

Biokol och/eller torv blandades in i tre nivåer till referensjorden enligt Tabell 5. Syftet med de tre nivåerna av torv var att studerat biokoleffekter på tre olika typer av jordavfall (Tabell 5), det vill säga jordavfall med olika halt organiskt material (0%, 1,5% och 3% torv).

Tabell 5 Inblandningar av biokol och torv (i viktsprocent, torrsvikt, t.s.) till referensjorden.

	1(ABC)	2(ABC)	3(ABC)	4(ABC)	5(ABC)	6(ABC)	7(ABC)	8(ABC)	9(ABC)
	Jordavfall 1			Jordavfall 2			Jordavfall 3		
% BC i t.s.	0%	3%	6%	0%	3%	6%	0%	3%	6%
% torv i t.s.	0%	0%	0%	1,5%	1,5%	1,5%	3%	3%	3%
% Jord i t.s.	100%	97%	94%	98,5%	95,5%	92,5%	97%	94%	91%

Referensjorden utan inblandning av biokol och torv samt de åtta olika biokol- och/eller torv-jordblandningarna placerades ut slumpmässigt i odlingsbäddarna (om 3 replikat), Figur 6.



Figur 6. Behandlad och obehandlad jord fylldes på odlingslådorna i juni 2019. Foto: Enell, SGI.

Sådd och skötsel

Bäddarna såddes med Engelskt Rajgräs (*Lolium perenne*; Indicus 1, Olssons Frö AB, Helsingborg) 2019-06-28 (Figur 7). Innan sådd tillsattes gödningsmedel (76 g/bädd YaraMila; 21:4:7). För att få igång växlighet utfördes bevattning (20mm/vecka) vid risk för torka under juli och augusti 2019. Ogräs rensades bort.



Figur 7. Engelskt rajgräs i odlingsbädd med biokolsbehandlat jordavfall i augusti 2019. Foto: Enell, SGI.

Provtagning av gräs och jord

Tre månader efter sådd (2019-09-25) samlades gräs och jordprover in för olika undersökningar/analyser (Tabell 6, Figur 8). För utförliga metodbeskrivning hänvisas till projektets syntesrapport (Enell et al., 2020) och våra vetenskapliga publikationer Tiberg et al., (*In prep.*), Rijk et al., (*In prep.*) och Enell et al., (*In prep.*).

Tabell 6 Undersökningar/analyser av gräs och jord i syfte att utgöra underlag för bedömning av markkvalitet, föroreningshalter, biotillgänglighet av föroreningarna, ekologiska nyckelparametrar och ekotoxicitet.

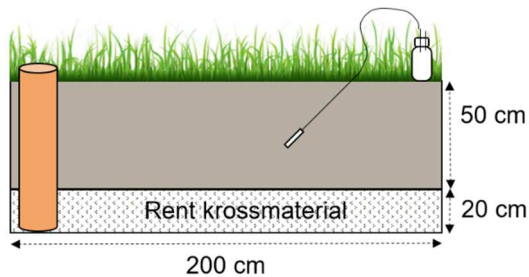
Matris	Undersökning	Förklaring
Gräs	Klorofyll-analys	Bedömning (i fält) av rajgrässets grönskala (innehåll av klorofyll) okulärt och mha SPAD-mätning
	Biomassa	Dokumentation av vegetation (foto, anteckningar) och inväring av biomassa/m ² i bäddar.
	Analys av upptag (utfört på tvättat, torkat prov)	N, P, K och mikronäringsämnen Upptag av metaller Upptag av PAH
Jord	Texturanalys	Kornstorleksfördelningen av referensjorden, anges som % ler, silt, sand och grus.
	Mark-parametrar	Analys av vattenhållande förmåga, pH, näringsämnen (N-tot, P-Ohlsen), CEC (Na, K, Mg, Ca), totalt kol (TC), organiskt kol (TOC) och oorganiskt kol (TIC)
	Metaller	Analys av totalkoncentrationer metaller i jord. Används för beräkning av K _d -värdet
	PAH	Analys av totalhalter av 16 PAH i jord. Resultaten används för beräkning av K _{OC}
	Kolmineralisering	Substratinducerad respiration; kolmineraliseringen i prover mäts genom tillsatts av olika kolkällor och mätning av bildad koldioxid
	Kväveomsättning	Kvävecykelns olika steg undersöks genom att undersöka mikroorganismers aktivitet och diversiteten hos populationen med DNA-baserade metoder
	Ekotoxicitet	Dödlighet hos daggmask för att bedöma akut ekotoxicitet hos jordarna Analys av reproduktion av daggmask
Jord/ Lakvatten	Vattenkoncentration av metaller mm (Laktest)	Laktest utfört på jordprov. Analys av metaller i lakvatten från skaktest. Används för beräkning av K _d -värdet.
	Vattenkoncentration av "fria" PAH	Analys av "fria" PAH i lakvattnet genom laktest med POM. Resultat används för beräkning av K _{OC}



Figur 8 Foto: 2019-09-25: Provtagning av biomassa (klippning av gräs, 8 ×20 cm ×20 cm per odlingsbädd) och jord (från varje klippt område togs en jordvolym på ca 7cm i diameter ×20 cm djup).

Provtagning och analys av markvatten genom lysimetrar

I september 2019 installerades markvattenprovtagare, så kallade lysimetrar, i varje odlingsbädd (Figur 9) för analys av metaller och näringsämnen i markvatten. Provtagning av markvatten utfördes i oktober och december 2019 samt juni 2020 med analys av pH, DOC, metaller och näringsämnen.



Figur 9 Till vänster: Skiss över placering av lysimeter i odlingsbädd; Till höger: Foto vid provtagning av lysimetrar för analys av metaller (oktober 2019).

Juridiska frågeställningar (AP2)

AP2 utfördes som en skrivbordsstudie av SGI där svensk lag- och förordningstexter med tillhörande doktrin relevanta för användningen av biokol (som jordförbättringsmedel och behandling av lätt förorenade jordar) studerades. Utförlig beskrivning av AP2s genomförande finns i Syntesrapport av Enell et al. (2020) och i underlagsrapport av Flyhammar et al., (2020). Här nedan följer en kort sammanfattning.

Av särskilt intresse i AP2s genomgång av lagtexter har miljöbalken (1998:808) varit, tillsammans med miljöprövningsförordningen (2013:251) och förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899) med tillhörande rättslig praxis från Mark- och miljööverdomstolen.

En litteraturstudie av vägledningsmaterial inom bland annat avfallsområdet samt angränsande områden gjorde också, vilket inkluderade inhämtande av kunskap om standarder för certifiering av biokol. Detta för att belysa tolkningsmöjligheter för kritiska frågor och för att få en uppfattning om metoden, (att behandla lätt förorenade jordmassor med biokol), är miljömässigt acceptabel enligt gällande rätt.

Till AP2 har en Dialoggrupp varit knuten, som lämnat viktiga synpunkter på referensgruppsmöten och vid en workshop. I Dialoggruppen har representanter från länsstyrelse (Länsstyrelsen i Skåne län) och avfallsbolagen (Avfall Sverige) ingått tillsammans med arbetsgruppen på SGI (forskare och miljöjurist). Resultat har också diskuterats via e-post med Naturvårdsverket, som har lämnat synpunkter på utkast till AP2s underlagsrapport (Flyhammar et al., 2020).

Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)

Arbetet inom AP3 har varit uppdelat i tre steg:

- Identifiera tänkbara organiska avfallsströmmar som råvara för biokolstillverkning.
- Utredda tekniska lösningar och olika typer av produktionsanläggningar
- Undersöka förutsättningar för ett kommunalt avfallsbolag att producera egen biokol från befintliga avfallsflöden, lämpliga för att behandla jordmassor.

Alla tre steg har utförts av NSR i samarbete med konsultföretaget Pamoja Cleantech AB. Analysen av tänkbara organiska avfallströmmar (steg 1) är i huvudsak utförd av Pamoja och finns presenterat i rapport av Sippel et al., (2020).

Utredningen över befintliga tekniska lösningar (steg 2) gjordes också i huvudsak Pamoja och finns redovisad i en teknisk rapport (Ertl, 2019). Båda rapporterna är avsedda att kunna användas av alla aktörer som avser uppföra en anläggning för tillverkning av biokol.

Steg 3 utfördes med ledning av NSR och finns sammanfattat i Syntesrapport av Enell et al., (2020) samt i detalj i rapport av Sippel, (2020). Som modell användes NSR, men reflektioner är relaterade så att de ska passa ett kommunalt avfallsbolag i allmänhet.

Identifiering av tänkbara organiska avfallsströmmar för biokolstillverkning

Totalt belystes och utvärderades 29 möjliga organiska avfallsströmmar inom olika branscher/kategorier (antalet avfallsslag inom parantes):

- Avfall som redan idag hanteras inom konventionell kommunal avfallshantering eller kommunal verksamhet (9)
- Avfall från jordbruket och djurhållning (6)
- Avfall från plantskolor och handelsträdgårdar eftersom det är en stor näring inom den region som NSR verkar (2)
- Skogsindustrins avfall (6)
- Avfall från livsmedelsindustri (3)
- Energigrödor/växter som kan användas för tillverkning av biokol (3)

De kvantitativa kriterierna som ingick i multikriterieanalysen beskrivs i Tabell 7 Tabell . För vidare information om bedömningsgrunder hänvisas till rapporten (Sippel, 2020).

Tabell 7 Bedömningsgrunder vid analys av tänkbara organiska avfallsströmmar som råvara för biokolstillverkning (Sippel, 2020).

Kriterium	Beskrivning
C1. Kvantitativ tillgänglighet (sammanvägning av uppgifter från Skåne och Sverige)	"Skåne": Bästa poäng säger att tillräckliga mängder biomassa finns tillgängliga i Skåne (C1.1 = 2). "Sverige": Näst bästa poäng säger att tillräckliga mängder biomassa finns tillgängliga i Sverige (C1.1 <2 & C1.2 = 2). "NA": Tredje bästa poängen säger att det inte finns tillräckligt med data tillgängliga för att utvärdera om tillräckliga mängder biomassa är tillgängliga eller inte. <Tröskel: Lägst poäng om det inte finns tillräckliga mängder biomassa i Sverige.
C2. Kvalitativ tillgänglighet Konkurrerande marknad, säsongpåverkan	Värderas på en skala från 0-100 där 100 är det bästa utfallet. Beräknad enligt formeln: $((C2.1 \text{ (konkurrens)} + C2.2 \text{ (säsong)})) / 6 * 100$
C3. Lämplighet Densitet, askinnehåll, fukthalt och värmevärde	Värderas på en skala från 0-100 där 100 är det bästa utfallet. Beräknad enligt formeln: $((C3.2 \text{ (aska)} + C3.3 \text{ (fukt)} + C3.4 \text{ (värmevärde)})) / 18 * 100$ (Kriterier C3.1 har uteslutits från bedömningen eftersom effekterna av en låg eller hög densitet mer sannolikt kommer att variera starkt från fall till fall)
C4. Jordtyp	Endast en indikation på om biomassan i första hand anses lämplig för behandling av metall eller PAH-förorenad jord. Baserad på innehåll av aska.
C5. Datatillgänglighet	För hur många av de åtta kvantitativa poängen för kriterierna C1, C2 och C3 data har varit tillgängliga. Skala mellan 0/8 and 8/8
C6. Förbehandling	Ja eller nej. Nej är mer fördelaktigt än ja.

Utredning av tekniska lösningar och produktionsanläggningar

En screening av tillverkare av pyrolys-system genomfördes som en skrivbordsstudie. För att anpassa anläggningen för att passa en svensk avfallsanläggning, applicerades två filter för att begränsa urvalet för vidare analys:

- Systemet ska ha möjlighet att årligen förädla 10 000 ton biomassa till biokol, med en eller flera enheter.
- Tillverkaren måste ha minst 5 referenser inom pyrolysområdet. Tillverkare med anläggningar i pilot- eller demonstrationsstadiet valdes således bort.

Förutom en litteraturstudie och ovan nämnda screening av leverantörer, beaktades motiv till eventuell prioritering och kontaktuppgifter till leverantörer samlades in. Utredningen omfattade även tekniska data, teknisk beskrivning och illustrationer av de utvalda teknikerna. Som ett sista steg utfördes en SWOT-analys för utvalda tekniker.

Förutsättningarna för ett kommunalt avfallsbolag att producera biokol

I steg 3 genomfördes en analys över förutsättningar för ett kommunalt avfallsbolag, liknande NSR, att uppföra en anläggning för tillverkning av biokol lämplig att använda för behandling av jordavfall. Analysen utgick från de olika processtegen där själva pyrolysprocessen i reaktorn bara är en av många delar av den kedja som beskriver tillverkning av biokol.

Miljösystemanalys (AP4)

Miljösystemanalysen utfördes i huvudsak av KTH och finns beskriven i detalj i Papageorgiou et al., (*In prep.*) och sammanfattad i Syntesrapport av Enell et al., (2020). Nedan följer en kort beskrivning.

Först utformades tre scenarier för att beskriva olika alternativ för att hantera trädgårdsavfall, producera biokol och energi på NSR-anläggningen, samt behandla förorenade jordar. I ett andra steg genomfördes en material- och energiflödesanalys för att kartlägga flödena i de tre scenarierna. I ett tredje steg genomfördes en livscykelanalys för att jämföra miljöpåverkan i de olika systemen och som ett fjärde steg gjordes en substansflödesanalys (SFA) för att studera flöden och mängder av ämnen i förorenade jordar som kan ha negativa effekter på ekosystemen och människors hälsa.

Scenariodefinition

Fallstudie

Som fallstudie valdes NSR:s avfallsanläggningen Filborna i den nordöstra utkanten av Helsingborg.

Två avfallsströmmar som hanteras på anläggningen är förorenad jord och urbant trädgårdsavfall. Den förorenade jorden kommer från utgrävningar i Helsingborgs

stadsområde och deponeras för närvarande på anläggningen. Det urbana trädgårdsavfallet sorteras i två fraktioner (träavfall, kallat ”villafällis”, och grönt avfall) efter leverans till anläggningen. Träavfallet transporteras till Falkenberg där det används som bränsle för fjärrvärme. Det gröna avfallet, som huvudsakligen består av löv, barr och gräs, komposteras på anläggningen.

Scenarier

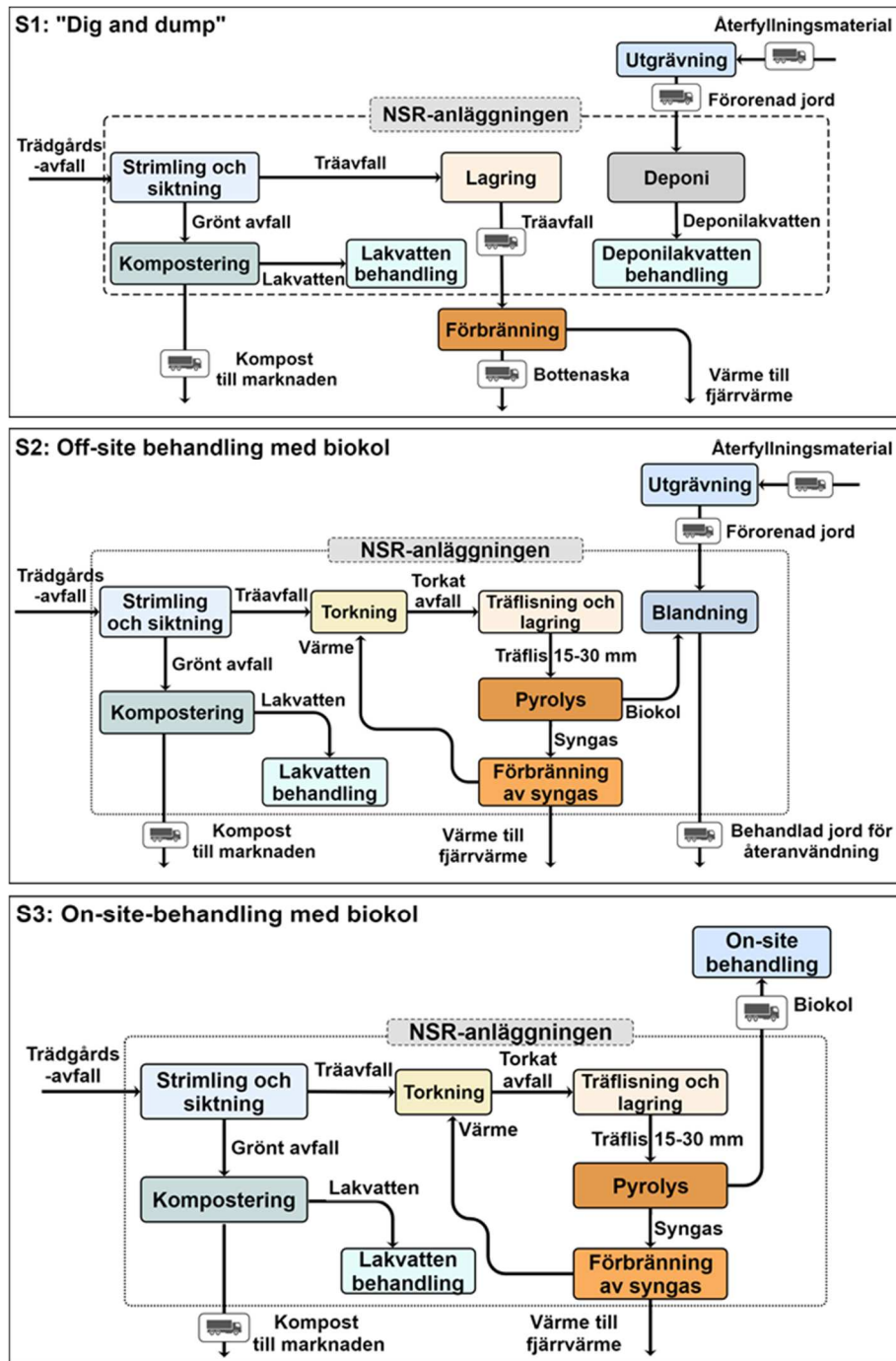
Tre olika scenarier utvecklades för att beskriva tre olika alternativ för avfallshantering, energiproduktion och hantering av lätt förorenad jord (Figur 10).

Scenario 1 (S1): "Dig and dump". Detta scenario visar den aktuella situationen på NSR. Trädgårdsavfall som levereras till anläggningen finfördelas och siktas för att separera träavfall och grönt avfall. Träavfallet transporteras sedan 125 km norrut till Falkenberg där det förbränns i en fjärrvärmeanläggning. Resten av trädgårdsavfallet (grönt avfall), komposteras. Förorenad jord som kommer in till NSR läggs på deponin, medan nytt inert jord-material transporteras till byggarbetsplatserna för återfyllning. Lakvatten från deponin samlas upp och behandlas på plats och släpps sedan ut i Öresund.

Scenario 2 (S2): 'Off-site' behandling med biokol. I S2 torkas det sorterade träavfallet och flisas sedan till träflis som omvandlas genom pyrolys till syngas och biokol. Den producerade syngasen förbränns och en del av den producerade värmen används för torkning av träavfallet, medan resten exporteras till det lokala fjärrvärmenätet. I S2 antas att förorenad jord från byggplatser i Helsingborg transporteras till NSR:s anläggning där den blandas med det producerade biokolet (94% jord, 6% biokol). Den biokolblandade jorden transporteras sedan till närliggande omgivningar för återanvändning som anläggningsjord.

Scenario 3 (S3): 'On-site' behandling med biokol. S3 liknar S2. Den huvudsakliga skillnaden är att det producerade biokolet från pyrolysen transporteras till de platser där den förorenade jorden grävs ut, och där blandas den med den förorenade jorden (94% jord, 6% biokol). Den biokol-behandlade jorden används sedan som återfyllningsmaterial på platsen.

Under 2020 började NSR använda HVO100 (hydrogenated vegetable oil) som biobränsle för alla maskiner i anläggningen och transporter av material. I scenarierna antas därför att alla maskiner inom NSR-anläggningen använder HVO100 liksom lastbilarna som transporterar träavfallet till förbränningsanläggningen (i S1) och biokolet till användningsplatsen (i S3). All annan transport sker med dieseldrivna lastbilar.



Figur 10 Flödesscheman som visar S1, S2 och S3.

Material- och energiflödesanalys

Med hjälp av en material- och energiflödesanalys (MEFA), (Naohiro et al., 2015), kartlades och kvantifierades källor, flöden och lager av material och energi i de tre systemen; S1, S2 och S3 (Figur 10). Data om material- och energiflöden insamlades

huvudsakligen genom personlig kommunikation med NSR och kompletterades med litteraturdata vid behov.

Livscykelanalys (LCA)

LCA:n genomfördes i enlighet med ISO 14040 och ISO 14044 och med hjälp av Brightway2 (Mutel, 2017) och Activity Browser (Steubing et al., 2020).

Målet med var att jämföra och identifiera källor till miljöeffekter i de tre alternativen (Scenario 1, 2 och 3 enligt ovan) för träavfallshantering, energiproduktion och hantering av lätt förorenad jord i Helsingborg. För systemgränser se Figur 10 och beskrivning i Enell et al., (2020). En 100-årig tidsram valdes för miljöpåverkansbedömningen. Den funktionella enheten sattes till 1 års drift av pyrolysanläggningen (71% drifttid, 800 kg h⁻¹ torrt träavfall, 1250 t år⁻¹ biokol). Detta motsvarar behandling av 5 650 ton träavfall, produktion av 58 218 GJ fjärrvärme och hantering av 12 240 m³ lätt förorenad jord. För att hålla den funktionella enheten konstant, och säkerställa att olika scenarier levererar samma tjänster (ISO 14044), användes systemexpansionsmetoden (Lausselet et al., 2017). Information livscykelinventering om modellering av scenarier finns i Papageorgiou et al. (In prep).

För miljöpåverkansbedömning används ILCD 2.0 (European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability, 2012), men metoderna för humantoxicitet och ekotoxicitet användes inte. Istället gjordes en substansflödesanalys.

Substansflödesanalys (SFA) i ett livscykelperspektiv

För SFA tillämpades samma metod som för MEFA (Brunner and Rechberger, 2016). Målet med SFA:n var att analysera innehåll och flöden av specifika ämnen (föroreningar) i de tre systemen; S1, S2 och S3. Systemgränserna inkluderade samma processer som systemgränserna i LCA. Dessutom inkluderades utlakning av föroreningar från deponerad jord i S1 och återanvänd biokolbehandlad jord i S2 och S3. Tidsramen för analysen var 100 år. In-data till analysen hämtades från fältförsöket i AP1. För detaljer se Syntesrapport (Enell et al., 2020).

Projektleddning och kunskapsspridning (AP5)

Projektet har letts av Anja Enell (SGI) med hjälp av en ledningsgrupp bestående av arbetspaketledarna (Peter Flyhammar, Ludvig Landen, Cecilia Sundberg) och en representant från SLU (Dan Berggren Kleja). Kunskapsspridning har under projektets gång skett via projektets referensgrupp och via projektets hemsida <http://projects.swedgeo.se/biokol/>

Två möten med referensgruppen har hållits (2019-05-10 och 2020-04-03). En slutworkshop/slutseminarium, öppen för alla intressenter, hölls den 2020-06-15 som ett webinarium.

Resultat och diskussion

Nedan presenteras en sammanfattning av resultat och diskussion från projektets olika arbetspaket. En längre sammanställning och syntes av projektresultat finns att läsa i projektets Syntesrapport av Enell et al., (2020).

Litteraturstudie (AP1 del 1)

För litteraturstudien i sin helhet hänvisas till Gustafsson et al., (2020).

För en god fastläggning av tungmetaller (Cu, Pb och Zn) ska biokolet ha följande egenskaper:

- stor specifika yta
- högt innehåll av mikroporer
- stort innehåll av funktionella grupper (hög polaritet; högt O/C)
- hög askhalt (ger högt pH, hög katjonbyteskapacitet; CEC)
- tillgång till karbonater och fosfater som kan bilda kemiska fällningar

För en god fastläggning av organiska miljögifter så som t ex. PAH ska biokolet ha följande egenskaper:

- stor specifik yta
- högt innehåll av mikroporer
- låg polaritet (lågt O/C-förhållande)
- vara aromatiskt (ha många hydrofoba ytor)

Både valet av råvara och processparametrar (särskilt pyrolyst-temperaturen) påverkar vilka egenskaper biokolet får. En vedartad biomassa som förbränns vid hög temperatur ger biokol lämpliga för fastläggning av PAH, eftersom biomassa rik på lignin och hög pyrolyst-temp (600-900 °C) ger biokol med hög förkolningsgrad; hög halt av kol (C). Högre grad av förkolning ger ett mer aromatiskt biokol. Aromatiskt biokol har många hydrofoba ytor och till dessa ytor kan organiska hydrofoba föroreningar som t ex. PAH sorbera.

Biomassa med inslag av gröna delar som förbränns vid låg temperatur ger biokol som har en god kapacitet att stabilisera tungmetaller. Detta eftersom biomassa med gröna växtdelar, tex gräs, har lägre halt lignin och större mineralinnehåll jämfört med trä-biomassa, vilket ger högre halt aska i biokolet. Aska är basiskt och ökar pH och CEC i biokolsbehandlad jord vilket minskar lösligheten av tungmetaller i marken (ökar sorptionen). En låg förbränningstemperatur (300 - 500°C) betyder en lägre grad av förkolning och högre O/C-, H/C- och (O+N)/C-förhållanden. Ett sådant biokol har fler negativt laddade funktionella grupper till vilka positivt laddade metalljoner så som t ex. Cu, Pb och Zn kan binda.

En stabilisering av tungmetaller på grund av att askan höjer pH i marken kan dock med tiden försämrats/försvinna på grund av att den basiska ytan på biokolet minskar/försvinner när askan i biokolet vittrar med tiden (de la Rosa et al., 2018). Vidare kan en hög askhalt, i kombination med en stor tillsats av biokol till en jord med låg buffertkapacitet eventuellt skapa pH-förändringar i marken som är negativa för marklevande organismer som är pH-känsliga (Khan et al., 2015).

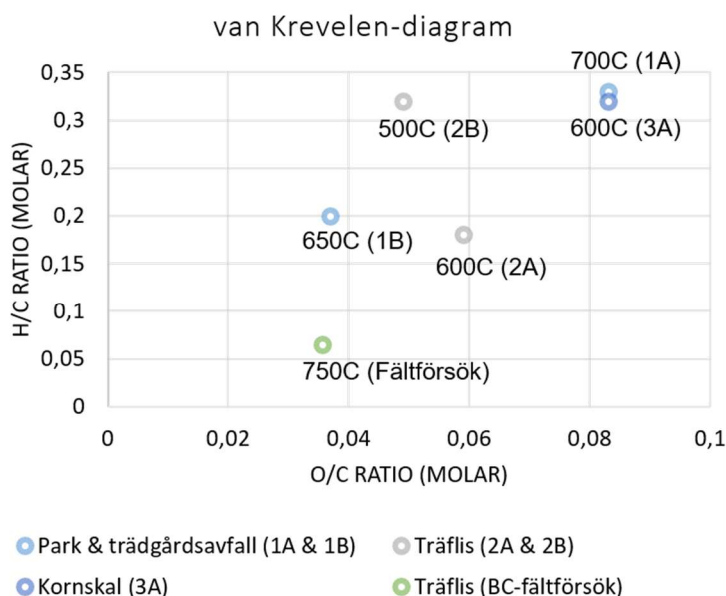
Av dessa anledningar kan därför ett biokol producerat av ligninrik biomassa vid hög temperatur, vilket ger ett mer stabilt kol (Crombie et al., 2013) med lägre andel aska, vara lämpligare att välja för att behandla förorenade jordavfall. För att få en stor kapacitet att sorbera både PAH och metaller bör kolet ha så stor specifik yta som möjligt och ha mycket mikroporer.

Laboratoriestudie (AP1 del 1)

För detaljer hänvisas till Examensarbete av Norberg (2019), samt rapport av Enell et al., (2019).

Egenskaper hos de undersökta biokolen

I vår labstudie undersöktes fem kommersiella biokol. Samtliga hade låga O/C- och H/C-innehåll (Figur), det vill säga de var väl förkolnade och inte särskilt polära i relation till vad som rapporterats för biokol som förbränns vid lägre temperaturer (<500C) (Enell et al., 2020).



Figur 11 De fem biokolens innehåll av H/C vs OC-förhållande (för jämförelse visas och det biokol som användes till fältstudien; BC-fältförsök).

Biokol 1A (Trädgårdsavfall) och 3A (Kornskal) hade högst O/C-värde vilket troligen beror på det högre inslaget av gröna-växtdelar i dessa biomassor. I motsats till förväntat hade biokol 1B (Parkavfall) ett lägre O/C-värde än 1A. Skillnader i biomassans sammansättning kan vara en förklaring. Eventuellt innehöll 1B (Parkavfall; biomassa från stormskadade träd) en högre lignin halt och en lägre cellulosahalt än 1A (Trädgårdsavfall), med det har inte gått att få fram uppgifter om exakt sammansättning av biomassorna från de kommersiella tillverkarna. 1A hade dock en större specifik yta och en lägre askhalt än 1B (Tabell 2) vilket stödjer tanken om skillnader i biomassasammansättning.

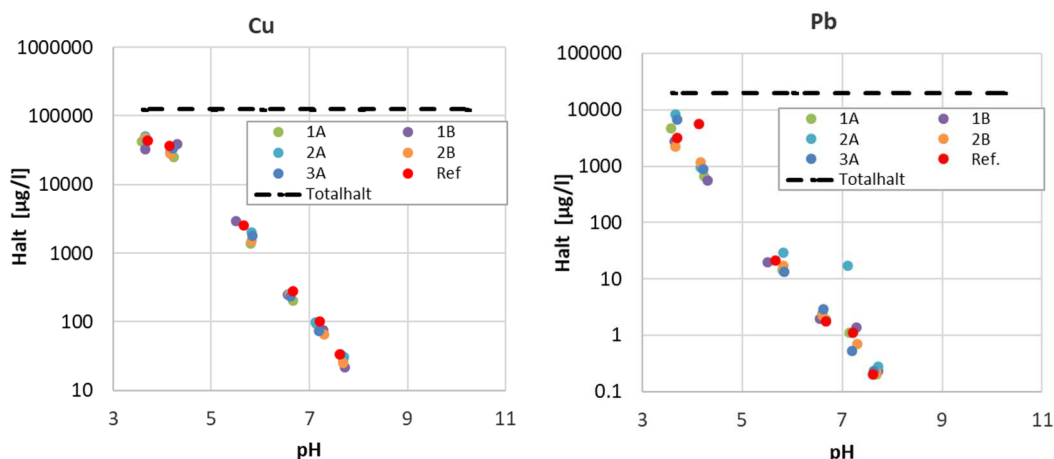
Biokol 2A och 2B var tillverkat av samma producent och av samma typ av biomassa (flisat returträ), men förbränt vid 500 respektive 600 C. Den högre förbränningstemperaturen borde teoretiskt sett ha gett ett lägre O/C-förhållande för 2B jämfört med 2A vilket inte var fallet (Figur 12). Förklaringen till avvikelser ligger troligen i att den använda förbränningstekniken (Pyreg P500) inte går att temperaturstyra särskilt väl. Den angivna pyrolystemperaturen är en uppskattning och inte ett verifierat värde. Pyreg P500 är en pyrolysteknik där temperaturen i pannan är starkt beroende av avfallets (d.v.s. biomassans) fukthalt och differenser på +/-50 °C från vald temperatur kan betraktas som ”normala”.

Våra resultat visar därmed att förväntade egenskaper (eller önskade skillnader mellan biokol) kan vara svåra att erhålla genom inköp av kommersiella produkter. Det är svårt att veta i förväg om biokolet kommer att ha de egenskaper som önskas, då både sammansättningen på råvaran och dess fukthalt (vilken kan ha en effekt på pyrolystemperaturen) kan variera över tid.

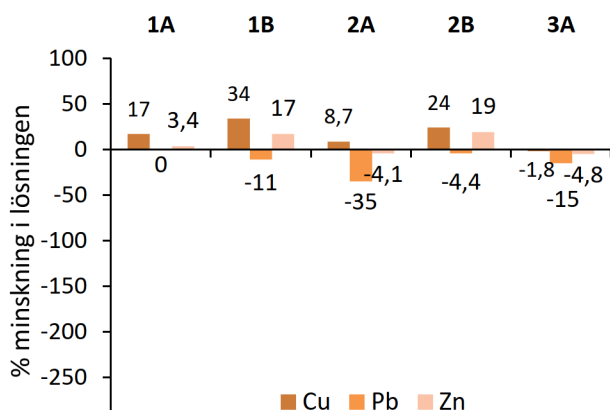
En slutsats är därför att det är svårt att ”skräddarsy” biokol med Pyreg P500 och att andra pyrolystekniker, där processparametrar går att kontrollera bättre bör väljas. Sådana finns redan på marknaden, se teknisk rapport av Ertl, (2019).

Sorption av tungmetaller

Försöken med den metallförorenade jorden visade på en starkt pH-beroende löslighet av samtliga tungmetaller, vilket illustreras i Figur 12 för Cu och Pb. Lösligheten minskar med ungefär en faktor 10 för varje enhet pH ökar. Den metallförorenade jorden hade redan från början ett högt pH på 7.8 (Tabell 3), vilket gjorde att den pH-höjande effekten av biokolstillsatserna uteblev. Jorden visade sig också ha ett ovanligt högt innehåll av järn(hydr)oxider, vilket gav en stark inbindning av metallerna redan utan tillsats av något biokol. Båda dessa faktorer bidrog till att vi inte kunde se någon direkt effekt av någon av biokolstillsatserna (Figur 13).



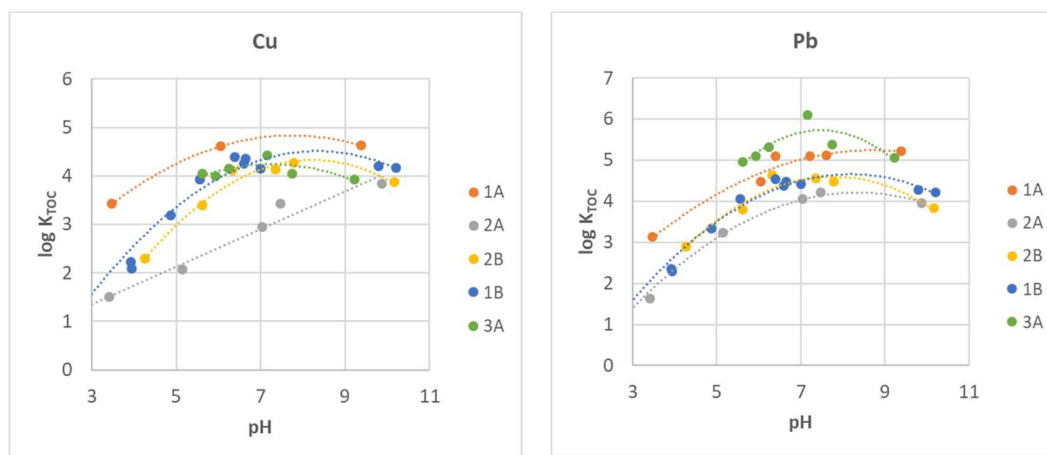
Figur 12 Lösligheten av Cu och Pb i den metallförorenade jorden med inblandning av de fem biokolen (1A-3A) och utan biokol (=Ref). För jämförelse visas också totalhalten av metallen i jordsuspensionen.



Figur 13 Procentuell minskning ($(\text{Kontroll} - \text{Prov})/\text{Kontroll}$) av metaller i lösningen vid jordens egna pH. Positiva värden innebär att andelen löst metall minskat och att metallen fastlagts till biokol. Negativa värden betyder istället att mer metall gått ut i lösningen då biokol tillsats.

Biokol 1A, 1B och 2B reducerade visserligen halten Cu och Zn något, men ökade utlakningen av Pb. Biokol 3A ökade utlakningen av alla tre metallerna.

Försöken med enbart biokol och olika metalltillsatser visade dock på en stor skillnad i metallbindande förmåga hos de olika biokolen (Figur 14). De två biokol som hade högst O/C, 1A och 3A, (Figur 12 och Tabell 2) hade också starkast inbindning av metallerna (Figur 14). Vad som beror på råmaterial, eller pyrolystemperatur går dock inte att säga utifrån våra resultat. Mer information om pyrolysförhållanden och mer exakta beskrivningar av biomassorna hade behövts för att avgöra detta, samt fler biokolsmaterial.



Figur 14 Fördelningskoefficienten mellan biokolet och lösningen ($\log K_{OC}$) som en funktion av pH i system med enbart biokol. $K_{OC} = K_{TOC}$; TOC står för total organic carbon).

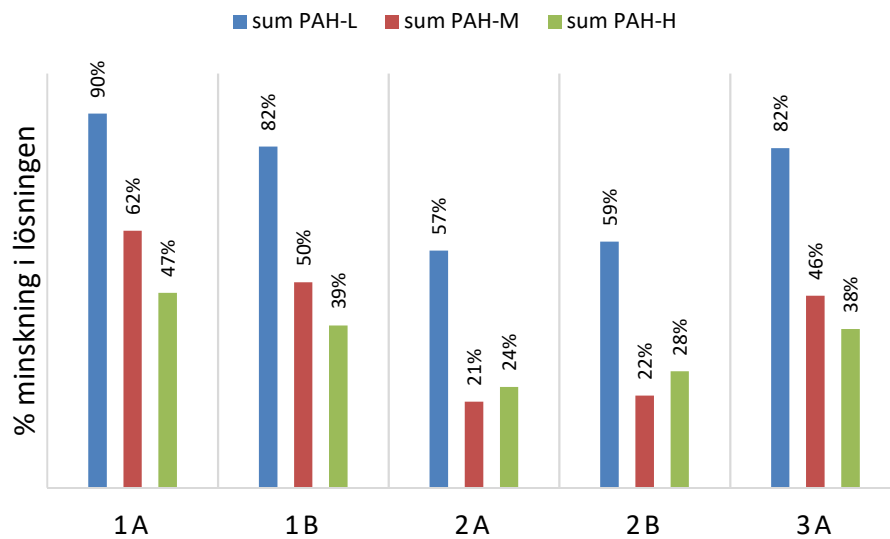
Från laboratoriestudien med metaller dras en viktig slutsats: Biokol som inte optimerats för just metall-sorption, utan som tillverkats för att få egenskaper som ska passa både PAH och metaller, kan vara verkningslösa på jordavfall som redan har en god "kvalitet", det vill säga god buffertkapacitet och högt pH.

I jordar med lägre kvalitet skulle det troligen vara möjligt att se en tydligare ökning i adsorptionsförmåga efter tillförsel av biokol, något som också stöds av Salam et al., (2018), som menar att biokol generellt fungerar bättre i något försurade jordar.

Sorption av PAH

Samtliga biokol minskade koncentrationen av fritt löst PAH-L, PAH-M och PAH-H, då de blandades in i PAH-förorenade jord (Figur 15). Liksom för metallerna gav biokolet 1A bäst effekt, tätt följt av 1B och 3A. De träbaserade biokolerna 2A och 2B hade oväntat låg sorptionseffekt (med tanke på den höga ligninhalten i råvaran). PAH är oladdade (opolära) molekyler och därför har pH ingen direkt effekt på fritt löst PAH i vatten, vi har därför inte studerat pH-effekter på det vis som gjordes för metallerna.

På liknande vis som för metall-sorptionen gick det inte att se några tydliga samband mellan fastläggningen av PAH och egenskapsparametrar karakteriserade med EBC-analyser (Tabell 2). Biokol 1A och 1B hade visserligen högst specifik yta (134, respektive 222 m²/g) och borde därför bättre sorbera PAH än övriga, men 3A hade nästan lika god effekt, men var det biokol som hade lägst BET-yta (45 m²/g). BET-analysen indikerade att samtliga biokol hade en hög mikroporositet, men hur stor denna var och om den skiljer sig mellan biokolerna ingick inte i analysen. I relation till litteraturdata var O/C-förhållanden för samtliga biokol låga, dvs de har alla en aromatisk karaktär (Enell et al., 2020).



Figur 15 Procentuell minskning ($[\text{Kontroll} - \text{Prov}]/\text{Kontroll}$) av PAH-L, -M och -H i lösningen (mätt som fritt löst ämne i lakvatten från POM-test). 100% i figuren skulle betyda att biokolet fastlade all PAH och att provets fritt lösta koncentration blev $C_w=0$.

Fältförsök (AP1 del 2)

För detaljer hänvisas till rapport av Enell et al., (2020) och till våra vetenskapliga publikationer: Tiberg et al., (*In prep.*), Rijk et al., (*In prep.*) och Enell et al., (*In prep.*).

Föroreningar i jorden

Utvärderingen fokuserades till sex metaller då halten av dessa var kraftigt förhöjd i referensjorden (jordavfallet); Ba, Cu, Pb och Zn, som var över riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM), Sb som var i nivå med det generella riktvärdet för känslig markanvändning (KM), och Hg, som var 5 gånger över KM (Enell et al., 2020).

Halten av andra metaller och halvmetaller (As, Cd, Co, Cr, Mo, Ni, och V) var betydligt under de generella riktvärdena för KM. Vid dessa låga halter förväntas inga mätbara toxiska effekter på marksystemet uppstå och därför har vi valt att inte diskutera dessa ämnen närmare här utan enbart i våra vetenskapliga publikationer när så har varit relevant.

Halten av PAH-L var låg i jorden (i nivå med eller strax över KM), medan PAH-M och PAH-H var kraftigt förhöjd (över MKM). Inblandningen av biokol (och torv) gav en ökning av PAH-L i jorden. För växtbäddar behandlade med biokol var denna ökning väntad, eftersom EBC-analysen av biokolet visade på förhöjda halter av naftalen (Enell et al., 2020).

Föroreningar i markvatten

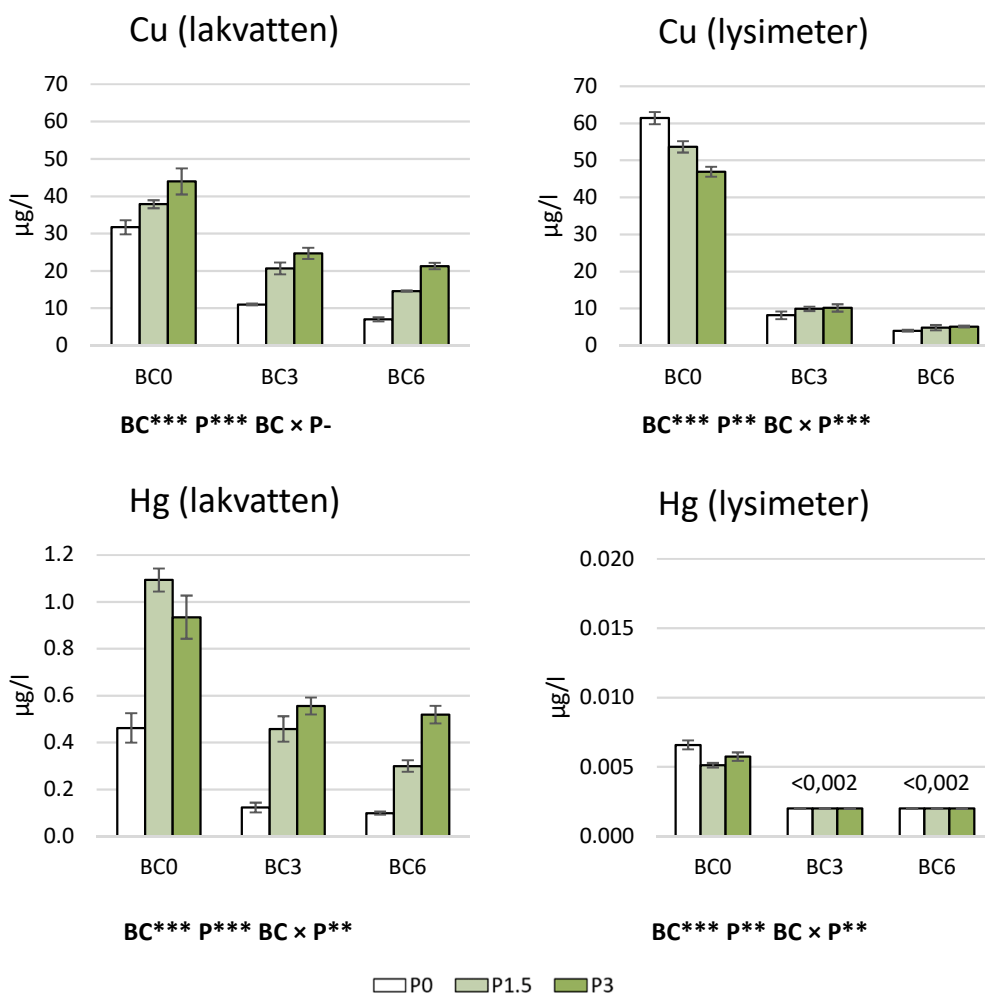
Metaller i markvatten

Enligt deponilagstiftningen ska lakteter användas för att bedöma jordavfall som ska deponeras (NFS 2004:10). Lakteter används också ibland vid plastspecifik riskbedömning av förorenade områden, medan provtagning med lysimeter i fält sällan har använts som underlag för riskbedömning, men troligtvis ger de ett resultat närmare verkligheten. I vår studie har vi använt båda analysmetoderna och jämfört dem, för utökad diskussion hänvisas till Tiberget al., (*In prep.*) och sammanfattning i Enell et al., (2020).

För **Cu, Hg och Zn** (och flertalet andra katjoniska metaller) var effekten av biokol mycket tydlig: en minskad utlakning med ökad tillsats; $p < 0,001$) i både lakförsök och lysimetervatten (som exempel visas Cu och Hg i Figur 16, för övriga ämnen hänvisas till Enell et al., 2020). Att effekten var tydligare för Cu i lysimetervattnet beror sannolikt på en större reduktion av DOC i fält jämfört med i lakvatten (koncentrationen av DOC redovisas i Enell et al. 2020). Koppar binder starkt till lösta humusämnen, vilka utgör den dominerande fraktionen av DOC. Även **Pb** minskade signifikant i lakvatten ($p < 0,001$) med biokolsbehandling, men i lysimetervatten syntes ingen skillnad (Enell et al., 2020). Koncentrationen Pb var dock 6 - 213 gånger högre i lakvattnet jämfört med lysimetervattnet, vilket kan förklaras av mobiliseringen av kolloidalt järn(hydr)oxid i laktestet.

Koncentrationen av **Ba** ökade med ökad tillsats av biokol, vilket troligen berodde på att biokolen innehöll Ba som lakades ut. Tillsats av biokol hade ingen synbar effekt på **Sb** som ofta uppträder som en anjon i markvatten och därmed kan vara svår att fastlägga med biokol (Enell et al., 2020).

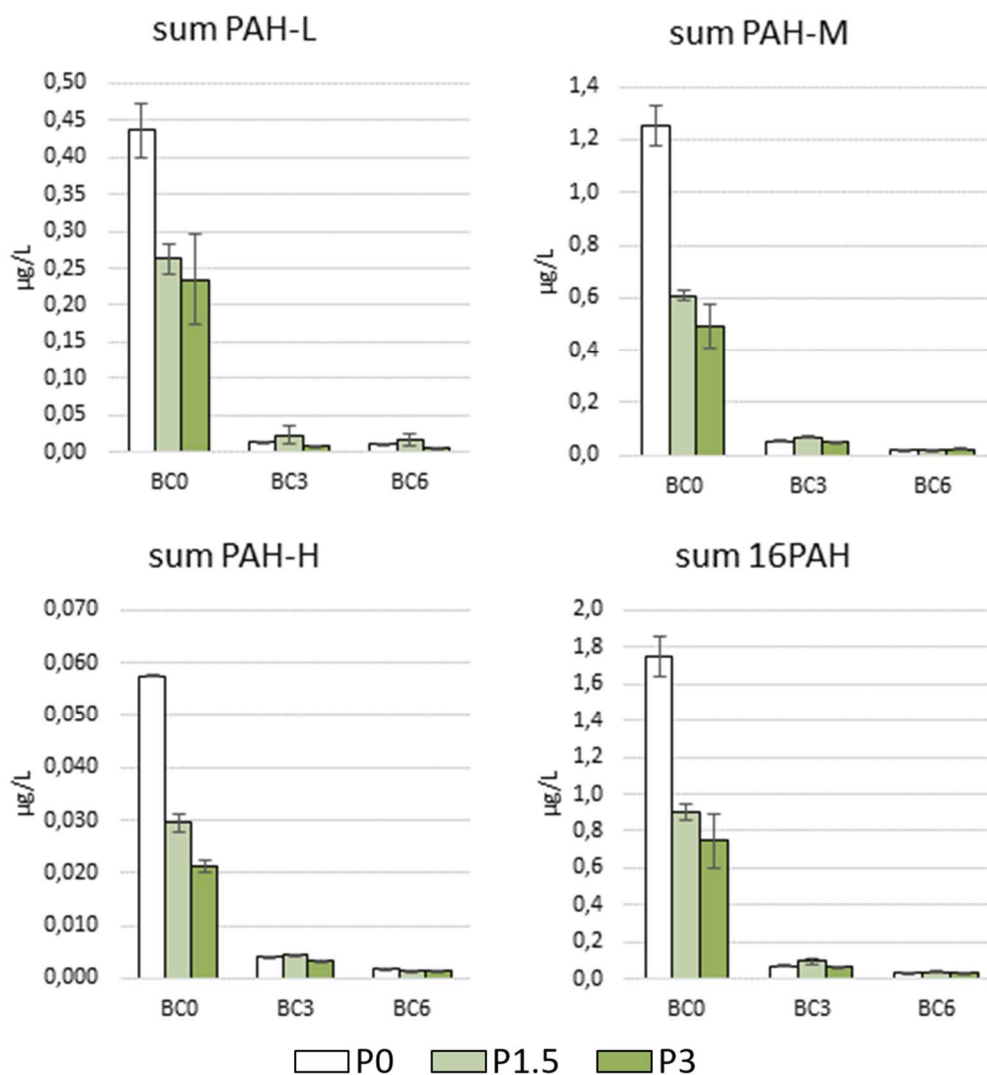
Sammanfattningsvis, behandling med biokol minskade vattenkoncentrationen av merparten av analyserade metaller. Markvattenkoncentrationer mätt med lysimetrar ger sannolikt den mest realistiska bilden av hur biokol- och torvtillsatserna påverkar metallösligheten. Den minskade lösligheten är sannolikt en kombination av att biokolet bidrar med metallbindande ytor och att det sänker lösligheten av naturligt organiskt material (DOC) genom adsorptionsprocesser.



Figur 16 Medelkoncentrationen (n=3) av koppar (Cu) och kvicksilver (Hg), i lakvatten (till vänster) och i porvatten/lysimetrar (till höger) i de olika behandlingarna (BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning). Lakvattenkoncentrationen bestämd genom enstegslaktest (L/S10) av jordprover tagna tre månader efter start av fältförsöket; 2019-09-26. Porvattenkoncentrationen bestämd genom medelvärde av två lysimetrar/växtbädd i vattenprov tagna 2019-10-22. Felstaplar visar standardfelet (n=3). Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = p≤0,001; ** = p≤0,01; * = p≤0,05; - = icke-signifikant.

PAH i markvatten

Den fritt lösta koncentrationen av PAH-L, -M, -H och 16-PAH i markvatten (Figur 17) uppskattades enbart genom laktest (POM-metoden). Behandling med biokol reducerade avsevärt koncentrationen av PAH i lakvatten för samtliga ämnen. Tillsats av enbart torv hade också en reducerande effekt, men inte alls lika stor som vid tillsats av biokol.

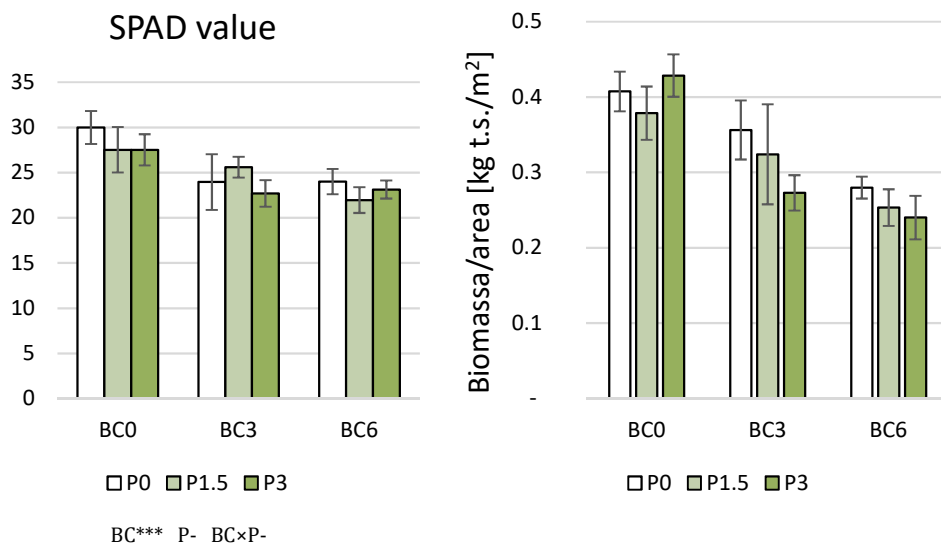


Figur 17 Medelkoncentrationen (n=3) av PAH i vatten (µg/L) som summa PAH-L, PAH-M, PAH-H och 16-PAH i de olika behandlingarna (BC=biokol; P=Peat; 0, 1,5, 3 och 6 är % inblandning). Vattenkoncentrationen bestämd genom laktest (POM-metoden) av jordprover tagna tre månader efter start av fältförsöket; 2019-09-26. Felstaplar visar standardfelet.

Effekter på rajgräs

Klorofyllhalt och biomassaproduktion

En lägre klorofyllhalt minskar växtens förmåga att fotosyntetisera och därmed att växa. Både klorofyllhalten och tillväxten av rajgräs var lägre i växtbäddar med biokol jämfört med utan (Figur 18). Torvinblandningen gav ingen effekt på klorofyll eller tillväxt.



Figur 18 Medelvärde av SPAD-mätningar (klorofyll i gräsblad) och biomassaproduktion; rajgräs/yta [kg t.s./m²] i bäddarna (n=3) med olika behandlingar efter tre månaders tillväxt. BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 är procentuell (%) inblandning. Felstaplar visar standardfelet. Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = p≤0,001; ** = p≤0,01; * = p≤0,05; - = icke-signifikant.

Kol och kväve i gräsets biomassa

Kvävemängden i gräsets bladbiomassa reflekterar hur hög tillgången av N varit under växtsäsongen. Växten kan ta upp ammonium, nitrat och aminosyror som finns i marklösningen. N-halterna i gräsets biomassa minskade med ökande tillsats av biokol och torv. Effekten var starkare för biokol än för torv. En slutsats var att växtbäddar med obehandlad jord hade större kväveförluster, men tillgången på kväve för växtlighet var högre (högre halt kväve i gräs och rötter som växt i den obehandlade jorden jämfört med växtbäddar med biokol). Detta kan i ett längre perspektiv betyda att biokolstillförseln har en positiv effekt på kvävetillgängligheten då kvävet finns kvar i marken istället för att förloras genom utlakning (Rijk et al., *In prep.*).

Mikro- och makro-näringsämnen i rajgräs

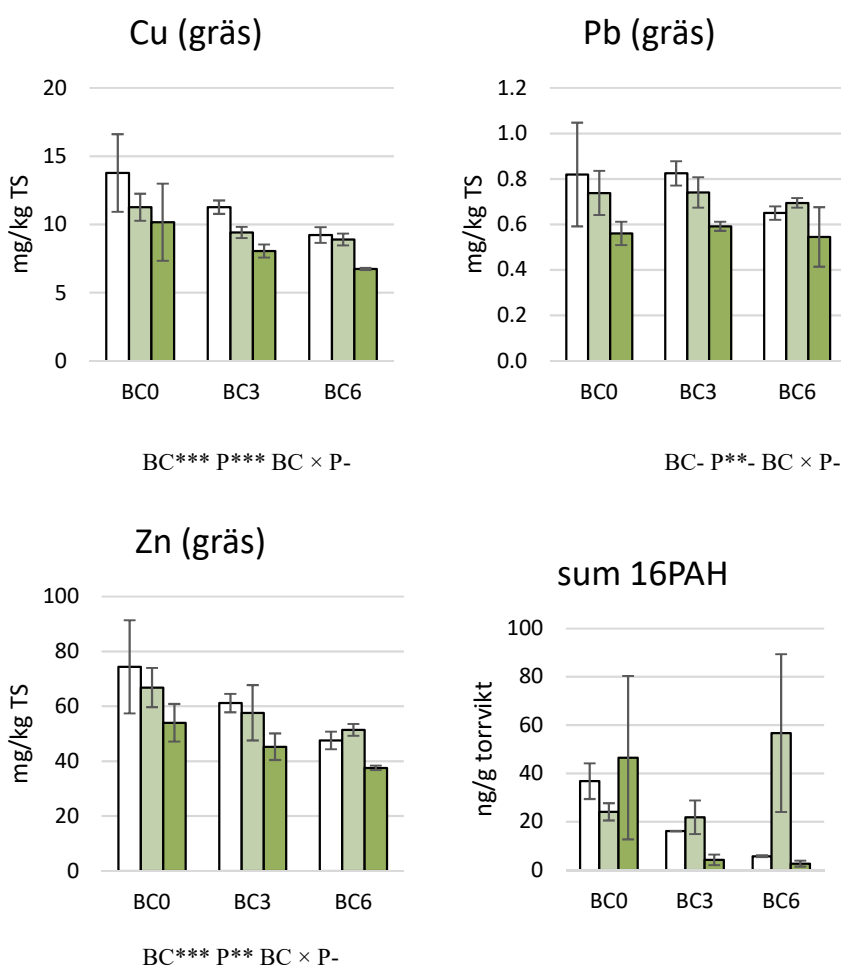
Halterna av flertalet andra makro- och mikronäringsämnen minskade också i gräset vid biokols- och/eller torvinblandning (Rijk et al., *In Prep* och Enell et al., 2020), men i jämförelse med referensvärden så såg det ändå ut som om samtliga behandlade jordar kunde leverera de näringsämnen gräset behövde tämligen väl.

Upptag av föroreningar till gräs

Koncentrationen (upptaget) av metaller, halvmetaller och PAH i gräsets ovanjordiska biomassa ger en indikation på biotillgängligheten av föroreningarna i de olika jordblandningarna, och kan användas för att uppskatta risk för spridning till högre stående djur som betar gräs ("secondary poisoning").

Koncentrationen i gräset av Cu, Zn och Pb, var generellt högst i den obehandlade jorden (kontrollen) och lägre i bäddarna med biokol och/eller torv (Figur 19). För **Cu och Zn** var effekten av biokol mycket tydlig med lägre koncentrationer i gräs som vuxit i bäddar med biokol. Biokolen hade dock ingen signifikant effekt på **Pb**. Torven påverkade också upptaget: lägre koncentrationer av **Cu, Pb och Zn** återfanns i gräs som vuxit i bädd där jorden fått tillsats av torv jämfört med utan. Koncentrationen av **Hg** i gräs var för samtliga prover under rapporteringsgränsen (<0,01 mg/kg TS). **Ba** och **Sb** i gräs ingick inte i vår undersökning.

Koncentrationen av PAH i gräset (Figur 19) var generellt mycket låg (under detektionsgränsen för flertalet ämnen i samtliga behandlingar). Summan 16-PAH (av de PAH som gick att mäta) minskade med ökad tillsats av biokol i jord utan torv.



Figur 19 Koncentration av metaller och sum 16PAH (medelvärden av n=3) i rajgräsblad från de olika behandlingarna, tre månader efter sådd. BC=biokol; P=Peat; 0, 1.5, 3 och 6 är procentuell (%) inblandning. Felstaplar visar standardfelet. Resultat från tvåvägs-ANOVA visas med *** = $p \leq 0,001$; ** = $p \leq 0,01$; * = $p \leq 0,05$; - = icke-signifikant.

Effekter på markparametrar som påverkar bördighet

Både biokol och torv hade positiva effekter på markens kvalitet, men torven ha störst påverkan (sett på kort sikt). Jordens pH påverkades inte av inblandning av enbart biokol eller torv, men höjdes i de flesta fall när båda materialen tillfördes. Jordens vattenhållande förmåga, (approximerad från TS-halten) ökade med ökande torvinblandning och biokolsinblandning, vilket var förväntat. Både tillförsel av biokol och torv ökade som förväntat halten organiskt C, men endast torven ökade halten N. Torven ökade också CEC (Enell et al., 2020).

Sammanfattningsvis kunde i synnerhet den kombinerade inblandningen av biokol och torv öka den vatten- och näringshållande förmågan och det utbytbara förrådet av Ca, K och Mg så att växtbäddarna, ur denna synvinkel, blev mer gynnsamma för växterna. Kvävetillgången kan dock förväntas vara begränsad för växterna (på grund av högt C/N-förhållande), och växternas kortsiktiga tillgång till kväve kan inte heller förväntas öka genom inblandningen av biokol och torv.

Effekter på markens totala bakterie-samhälle

Både biokolet och torven skapade bättre förutsättningar för mikroorganismerna i jorden. Inblandningen ledde till att bakterierna i marken kunde föröka sig och blir fler till antalet. Torven hade större effekt än biokolet, på grund av att den ökade jordens vattenhållande förmåga, CEC och andra markfaktorer mer.

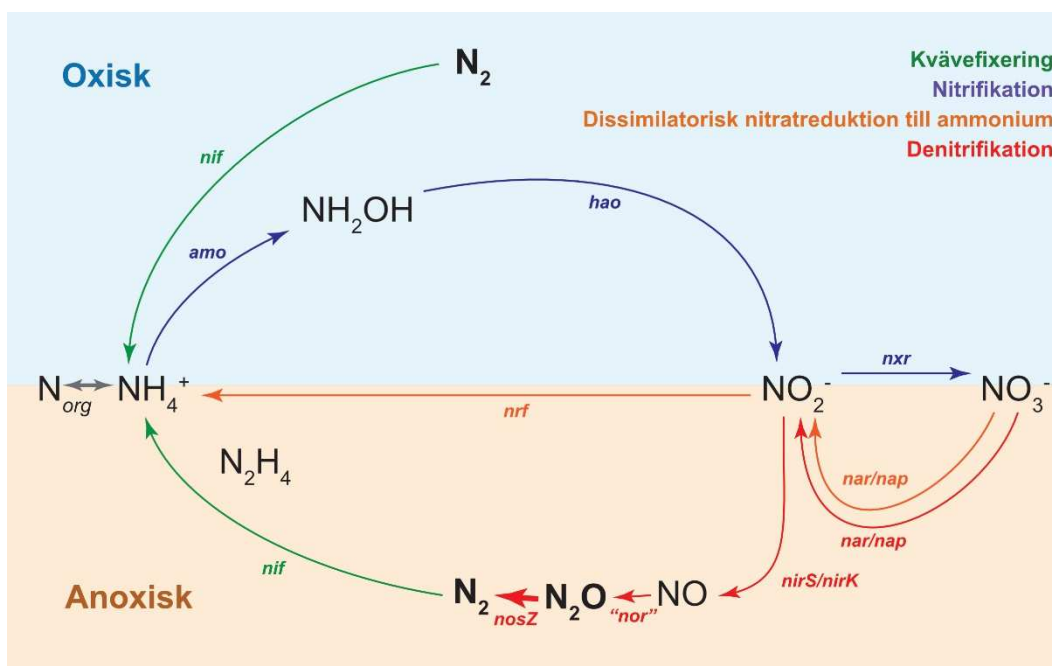
Kolmineralisering

Kolmineraliseringsförsöken visade att både torv och biokol ändrade mikroorganismersamhällets sätt att använda olika organiska föreningar, men på olika sätt, och att torven hade en betydligt större påverkan. Effekten berodde främst på torvens (och biokolets) effekter på grundläggande markbördighets-faktorer (vattenhållande förmåga och CEC) men också på vegetationens bidrag till mikroorganismernas energiförsörjning (gräsets tillförsel av färska kolföreningar).

Kväveomsättning

Kvävets kretslopp är en viktig ekologisk funktion i marken, eftersom det bestämmer tillgängligheten av N för primärproduktion och nedbrytning. Kvävecykeln består av steg där olika former av kväve oxideras eller reduceras av mikroorganismer i närvaro, eller frånvaro av syre, vilket resulterar i att N cirkulerar mellan atmosfären och markekosystemet (Figur 20).

I denna studie fokuserade vi på fyra nyckelprocesser associerade med oorganisk kväveomsättning i mark: 1) kvävefixering, där atmosfäriskt kväve (N_2) omvandlas till ammonium (NH_4^+), 2) nitrifikation, där ammoniak omvandlas till nitrat (NO_3^-) under syrerika (oxiska) förhållanden, 3) denitrifikation, där nitrat reduceras till dikväveoxid (N_2O) eller N_2 under anoxiska förhållanden, och 4) dissimilatorisk nitratreduktion till ammonium (DNRA), där nitrat reduceras till ammonium under anoxiska förhållanden.



Figur 20 Kvävetts kretslopp. Olika kväveomvandlingsprocesser är markerade med olika färg, och gener som kodar för de enzymer som katalyserar varje steg är indikerade kursivt. Från Hallin et al., (2018).

De olika stegen i varje process utförs av grupper av mikroorganismer som producerar enzymer som katalyserar de olika transformationsstegen. Dessa enzymer kodas av specifika gener, som i sin tur används som markörer för de olika mikrobiella grupperna som utför varje steg. Genom att kvantifiera dessa gener bestämdes mängden av mikroorganismer som utför de olika stegen i kvävetts kretslopp.

Resultaten visade att effekten av biokol och torv på de kväveomsättande mikroorganismerna bestod till stor del av förändringar i markfaktorer. Baserat på vår kunskap om ekologin hos olika grupper av kväveomsättande mikroorganismer, verkar tillsats av biokol begränsa tillgängligheten av oorganiskt N, eftersom grupper som gynnas under sådana förhållanden, såsom kvävefixerande bakterier och ammoniakoxiderande arkéer, ökade. Detta har också observerats i tidigare studier (Harter et al., 2014) och tillskrivs vanligtvis adsorptionen av oorganiska N-föreningar till biokolpartiklar (Singh et al., 2010).

Tillsats av torv verkar dock ha motsatt effekt. Total-N ökade med torvtillsats, vilket resulterade i en minskning av kväveomsättande mikroorganismer. Torven ökade jordens vattenhållande förmåga vilket gynnade tillväxten av denitrifierare och DNRA-bakterier (bakterier som reducerar nitrat till ammonium), som båda främjas av de anaeroba förhållanden som uppstår när vattenhalten i marken ökar.

Eftersom biokol och torv orsakade stora förändringar i markegenskaperna är det svårt att avgöra i vilken grad de olika grupperna av kväveomsättande mikroorganismer påverkades av förändringarna i markkvaliteten och/eller av minskningen av

föreningenskoncentrationen i markvattnet. Mer detaljerade studier behövs för att separera effekterna av markfaktorer och toxicitet.

Hur fungerar biokolbehandling på olika typer av jordavfall?

Med hjälp av resultaten från vårt fältförsök har vi sökt svar på den övergripande frågan *hur fungerar biokolbehandling på olika typer av jordavfall* samt följande delfrågor:

- 1) *hur stora effekter är att vänta?*
- 2) *hur mycket biokol behöver blandas in för att få effekt?*
- 3) *har biokolen några negativa effekter?*

Med ”effekter” avses hur väl stabiliseringen med biokol lyckas med att:

- 1) *förhindra utlakning och spridning av föroreningarna,*
- 2) *förhindra eller minska biotillgängligheten (upptaget) av förorening till biota samt*
- 3) *minska jordens ekotoxicitet.*

Fältförsökets olika nivåer av inblandning av torv gjorde det möjligt att studera biokolets effekter på tre jordavfall med olika ”kvalitet”, dvs med olika halt organiskt material, vilket gav jorden olika markegenskaper (Tabell 8). Deras egenskaper och skillnader kan beskrivas på följande sätt:

1. **Jordavfall 1:**

Schaktmassor bestående av jord förorenad med PAH och metall som i växtbädd ger en svagt alkalisk, väl-dränerad jord med **låg vattenhållande förmåga** och ett **måttligt innehåll av naturligt organiskt material (OM)**, med **låg tillgång på kväve** (hög C/N-kvot), **låg katjonbyteskapacitet**, men **god tillgång på fosfor**.

2. **Jordavfall 2:**

I relation till jordavfall 1 har denna jord en **bättre vattenhållande förmåga** och ett **högre innehåll av OM (ca 1,5 %)**. Jorden har en något högre kvävehalt, men på grund av högre halt OM får jorden en högre C/N-kvot (vilket kan ge **ökad risk för N-brist** hos växtligheten). Jorden har en **högre katjonbyteskapacitet** men i relation till medianvärde för svensk åkermark är den fortfarande endast måttlig. Tillgång på fosfor och jordens pH är likvärdigt med jordavfall 1.

3. **Jordavfall 3:**

I relation till jordavfall 1 och 2 har denna jord har en **ännu bättre (god) vattenhållande förmåga** och **högre halt av OM (ca 3% jämfört med jordavfall 1, respektive 1,5 % jämfört med jordavfall 2)**. Jorden har en ytterligare något högre kvävehalt, men också en ännu högre C/N-kvot, vilket ger en **ökad risk för N-brist** relativt både jordavfall 1 och 2. **Katjonbyteskapaciteten är högre** än både Jordavfall 1 och 2 (strax under nivåer i svensk åkermark). Tillgång på fosfor och jordens pH är likvärdiga.

Tabell 8 Tre jordavfall med olika markkvalitet. Redovisade markkvalitetsparametrar; organiskt material (OM), vattenhållande förmåga, pH, kväve, kol-kväve(C/N)-kvot, tillgängligt fosfor (P-Olsen) och katjonbyteskapacitet (CEC).

Markkvalitetsparametrar	Jordavfall 1 (BC0P0)	Jordavfall 2 (BC0P1,5)	Jordavfall 3 (BC0P3)	Svensk åkermark (medianvärde)
OM (%)	<3,8 ^a	<5,8 ^a	<7,6 ^a	4,1
Vattenhållande förmåga (100% -TS)	11	15	17	Ej tillgängligt
pH	7,7	7,7	7,8	?
N (%)	0,10	0,11	0,12	0,22
C/N-kvot	23	32	37	11
P-Olsen (mg/100g)	2,3	2,4	2,2	6,9
CEC (mekv/100g)	9,0	10	12	15

^aOM är uppskattad från analyserad halt organiskt kol; OM=OC*1,724. Jordavfallet innehåller organiskt kol som har både naturligt och antropogent ursprung (naturligt OM versus sot, stenkolk/stenkolstjära). Analys av OC gör ingen skillnad på de olika sorterna av OC. Halterna av OM i tabellen (sett som enbart *naturligt* OM) är därför troligen överskattade vilket indikeras med "<".

Hur förändras utlakningen och spridningen av föroreningar?

De uppmätta markvattenkoncentrationerna av metaller, och de laborativt bestämda fritt lösta PAH-koncentrationerna i biokolsbehandlade jordavfall relaterades till koncentrationen i vatten från obehandlat jordavfall (Tabell 9 och 10).

Koncentrationen av Pb var dock låg i samtliga markvatten (inklusive kontrollen; BC0P0) och ingen signifikant skillnad efter behandling syntes för något av Jordavfallen (Enell et al., 2020). Därför användes istället data från *laktest* för att beräkna reduktionen. Koncentrationen av Sb analyserades inte i markvatten och därför har också data från laktestet använts för reduktionsberäkningen av detta ämne.

Tabell 9 Reducerad eller ökad utlakning (potentiell (bio)tillgänglighet) av metaller vid behandling med 3 respektive 6% biokol (data från lysimeterförsök för Ba, Cu, Hg och Zn): Procentuell utlakning från jordavfall behandlat med biokol (BC) i relation till utlakning från obehandlat avfall med låg, måttlig eller hög halt av naturligt organiskt material (NOM) i jorden.

Behandling ^a	Ba	Cu	Hg ^b	Pb ^c	Sb ^c	Zn	Förklaring:
BC0P0	100%	100%	100%	100%	100%	100%	Jordavfall 1 Jord med låg halt NOM (1% kompost)
BC3P0	165%	13%	<30%	39%	94%	43%	
BC6P0	204%	7%	<30%	33%	106%	34%	
BC0P1.5	100%	100%	100%	100%	100%	100%	Jordavfall 2 Jord med måttlig halt NOM (1% kompost + 1,5% torv)
BC3P1.5	134%	18%	<39%	55%	108%	108%	
BC6P1.5	170%	9%	<39%	44%	103%	42%	
BC0P3	100%	100%	100%	100%	100%	100%	Jordavfall 3 Jord med hög halt NOM (1% kompost + 3% torv)
BC3P3	113%	22%	<35%	65%	97%	80%	
BC6P3	149%	11%	<35%	63%	95%	59%	

^aBC=biokol; P=Peat (torv); 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning.

^bHg-koncentrationen var för låg för att mätas i markvattnet efter behandling med biokol, därför har vi här använt analysens rapporteringsgräns för beräkning.

^cRedovisade beräkningar bygger på data från laktest

Biokolbehandling minskade utlakningen av Cu, Hg, Pb och Zn från alla tre jordavfallen. Bäst procentuell reduktion uppnåddes i Jordavfall 1, följt av Jordavfall 2 och därefter Jordavfall 3. Reduktionen var också större vid 6% tillsats av biokol jämfört med 3%. Dessa resultat visar tydligt att behandling med biokol fungerar bäst om jordavfallet (eller jorden på det förorenade området) som ska behandlas har låg halt organiskt material.

För Ba sågs istället en ökad tillgänglighet med ökad biokolstillsats. Analys av biokolet visade att det innehöll Ba och det är sannolikt att de ökande koncentrationerna i markvattnet beror på att kolet släppt ifrån sig lättlösligt barium. För Sb hade biokolstillsats ingen effekt i något av de tre jordavfallen.

I jämförelse med litteratur-data över uppnådda reduktioner av metall-utlakning från jord som behandlats med biokol så står sig våra resultat mycket bra. I en litteraturgenomgång av Hilber et al. (2017) granskades 53 vetenskapliga artiklar som studerat metall-utlakning från biokolbehandlad jord i relation till obehandlad. I snitt uppnåddes 50, 51 och 56 % reduktion för Cu, Pb och Zn (se jämförelse i Enell et al., 2020).

De fritt lösta koncentrationerna av PAH (Tabell 10) reducerades med bäst resultat i Jordavfall 1 där halten NOM var låg. Här reduceras utlakningen av PAH-L, PAH-M och PAH-H till mellan 3 - 7% vid en behandling med 3 % biokol, och till bara 2-3% vid hög tillsats (6%). Ett något sämre resultat erhöles för Jordavfallen med högre halt NOM.

Tabell 10 Minskad biotillgänglighet: Utlakning av fritt löst PAH från jordavfall behandlat med 3 respektive 6% biokol (BC) i relation till utlakning från obehandlat avfall med låg, måttlig eller hög halt av naturligt organiskt material (NOM) i jorden.

Behandling ^a	PAH-L	PAH-M	PAH-H	Förklaring:
BC0P0	100%	100%	100%	Jordavfall 1 Jord med låg halt NOM (1% kompost)
BC3P0	3%	4%	7%	
BC6P0	2%	2%	3%	
BC0P1.5	100%	100%	100%	Jordavfall 2 Jord med måttlig halt NOM (1% kompost + 1,5% torv)
BC3P1.5	9%	11%	15%	
BC6P1.5	6%	3%	5%	
BC0P3	100%	100%	100%	Jordavfall 3 Jord med hög halt NOM (1% kompost + 3% torv)
BC3P3	3%	10%	15%	
BC6P3	3%	5%	7%	

^aBC=biokol; P=Peat (torv); 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning

Reducerad spridning av PAH

I markvattnet existerar PAH inte bara som fritt lösta ämnen, utan förekommer också bundna till kol som är löst i vattnet (DOC), eller finns där som partiklar (POC). Spridningen av PAH som finns i markvattnet kan därför beskrivas med Ekvation 3 (Enell et al., 2016):

$$C_{pw,mobil} = C_{pw,free} + K_{DOC} * [DOC] * C_{pw,free} + K_{POC} * [POC] * C_{pw,free} \text{ (Ekv.3)}$$

i vilken K_{DOC} och K_{POC} är fördelningskoefficienter som beskriver fördelningen av en PAH mellan vattenfasen och det organiska kolet i löst, respektive partikulär fas, i vattnet. Genom att använda rapporterade värden på fördelningskoefficienter för PAH till DOC (K_{DOC}), (Enell et al., 2016), och våra uppmätta halter på DOC och fritt lösta koncentrationer beräknades $C_{pw,mobil}$ för de olika behandlingarna (med antagandet att halten POC=0).

De mobila koncentrationerna av PAH i biokolsbehandlade jordar relaterades sedan till koncentrationen i respektive obehandlat jordavfall, för att få en uppfattning om reducerad spridningsrisk, se Tabell 11.

Redan vid den låga tillsatsen av biokol (behandlingen med 3 vikts%) reduceras spridningen av PAH-H och PAH-M ned till 1% från Jordavfall 1 i relation till obehandlat jordavfall. Detta beror på att en tillsats av biokol sänker både den fritt lösta koncentrationen av PAH och koncentrationen av löst organiskt kol. Därmed blir behandlingen relativt sett ännu mer effektiv om vi ser till reducerad spridningsrisk (jämför Tabell 10 med Tabell 11).

Tabell 11 Reducerad spridning av PAH: Utlakning av mobilt PAH (fritt löst + andel associerat till löst organiskt kol (DOC) i markvattnet) från jordavfall behandlat med 3 respektive 6% biokol (BC) i relation till utlakning från obehandlat avfall med låg, måttlig eller hög halt av naturligt organiskt material (NOM) i jorden.

Behandling ^a	PAH-L	PAH-M	PAH-H	Förklaring:
BC0P0	100%	100%	100%	Jordavfall 1 Jord med låg halt NOM (1% kompost)
BC3P0	2%	1%	1%	
BC6P0	2%	0,4%	0,4%	
BC0P1.5	100%	100%	100%	Jordavfall 2 Jord med måttlig halt NOM (1% kompost + 1,5% torv)
BC3P1.5	7%	4%	4%	
BC6P1.5	4%	1%	1%	
BC0P3	100%	100%	100%	Jordavfall 3 Jord med hög halt NOM (1% kompost + 3% torv)
BC3P3	3%	4%	4%	
BC6P3	2%	1%	1%	

^aBC=biokol; P=Peat (torv); 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning

Hur förändras upptaget av föroreningar till gräs?

För Jordavfall 1 minskade upptaget av Cu och Zn till 64 respektive 67 % vid en behandling med en liten tillsats (3%) av biokol, och till 82% (för båda ämnena) vid hög tillsats (6%). Ungefär samma reduktion syntes för Jordavfall 2 och 3 (Tabell 12).

För Pb sågs ingen signifikant skillnad med behandlingen för något av Jordavfallen. Hg, kunde ej utvärderas eftersom Hg-koncentrationen i gräset var under rapporteringsgränsen och Ba och Sb undersöktes ej. För PAH var upptaget mycket lågt, flertalet ämnen var under detektionsgränsen. Därför görs inte samma beräkning för PAH här.

Tabell 12 Reducerad upptag av metaller vid olika behandlingar: Procentuellt koncentration av metaller i rajgräs som vuxit på biokolbehandlat jordavfall i relation till koncentration i gräs som vuxit på obehandlat jordavfall med låg, måttlig eller hög halt av naturligt organiskt material (NOM) i jorden. Ba och Sb analyserades inte i gräset.

Behandling ^a	Cu	Hg ^b	Pb	Zn	Förklaring:
BC0P0	100%	-	100%	100%	Jordavfall 1 Jord med låg halt NOM (1% kompost)
BC3P0	82%	-	101%	82%	
BC6P0	67%	-	79%	64%	
BC0P1.5	100%	-	100%	100%	Jordavfall 2 Jord med måttlig halt NOM (1% kompost + 1,5% torv)
BC3P1.5	84%	-	100%	86%	
BC6P1.5	79%	-	94%	77%	
BC0P3	100%	-	100%	100%	Jordavfall 3 Jord med hög halt NOM (1% kompost + 3% torv)
BC3P3	79%	-	106%	84%	
BC6P3	66%	-	97%	70%	

^aBC=biokol; P=Peat (torv); 0, 1.5, 3 och 6 är % inblandning

^bKan ej beräknas då koncentrationen Hg i gräs var under rapporteringsgräns

Hur förändras jordens ekotoxicitet?

Ecotoxicitet-test på daggmask

Jordavfall 1 utan biokol tillsats var inte akuttoxisk för daggmask (samtliga daggmaskar överlevde i de tre testade replikaten (Enell et al., 2020). Daggmaskar i obehandlade Jordavfall 2 och 3, samt i behandlade replikat uppvisade lika god överlevnad och det fanns inga signifikanta skillnader mellan behandlingar och obehandlad jord.

Reproduktionstest visade däremot en maximal toxisk respons i obehandlat Jordavfall 1; inga juvenila daggmaskar återfanns i två av replikaten från denna jord och endast en individ i jord i det tredje replikatet. Eftersom vi inte utförde reproduktionstest på en jord utan föroreningar, men med samma markkvalitet, kan vi inte utesluta att avsaknaden av juvenila daggmaskar kan bero på andra mark-faktorer än föroreningsförekomst, men de höga jordkoncentrationerna av både PAH och Ba, Cu, Pb, Zn, Hg och Sb och deras relativt stora biotillgänglighet utan tillsats av biokol bör teoretiskt kunna orsaka en hämmad reproduktion (Enell et al., 2020).

För Jordavfall 1 ökade reproduktionen med inblandning av biokol, men den var högre vid 3% inblandning jämfört med 6 %, vilket indikerar att biokol skulle kunna ha en negativ effekt på reproduktionen av daggmask om det blandas in i en mager jord till allt för höga halter.

Torven hade en tydlig positiv effekt på reproduktionen av daggmask (ökad reproduktion med ökad tillsats av torv). För Jordavfall 2 (med måttlig halt torv; 1,5 %) förbättras inte reproduktionen vid inblandning av 3 % biokol och en försämring sågs om 6 % blandas in. Detta är i linje med ovan observation om att en allt för hög tillsats av biokol kan ha en negativ effekt på reproduktionen.

Vid hög halt torv (3 %), dvs Jordavfall 3, syns varken en förbättring eller en försämring av reproduktionen med tillsats av biokol (varken med 3 eller 6 %). Detta indikerar att om jorden har en tillräckligt hög halt av organiskt material kamoufleras/förhindras den negativa effekten av biokol som erhöles i den magrare jorden vid en (för) hög halt.

Sammanfattningsvis, verkar det som att inblandning av både torv och biokol ökar förutsättningarna för daggmaskars reproduktion, men att torv har störst positiv effekt och att en hög inblandning av biokol (6 %) kan ha en dämpande/negativ effekt på reproduktionen om jorden är fattig på naturligt organiskt material. Det är alltså gynnsamt för daggmaskarna med en behandling med hög tillsats av torv (3 % bättre än 1,5 %), men låg tillsats av biokol (3 % bättre än 6 %).

Sammanlagd potentiell toxicitet av PAH på markmiljön

För PAH kan även den sammanlagda möjliga toxiska effekten av PAH utvärderas genom att jämföra de fritt lösta koncentrationerna av PAH i jordavfallen med riktvärden för markvatten (Verbruggen, 2012) och beräkna så kallade TU-värden (Toxic Unit, TU). Ett TU-värde >1 indikerar risk i förhållande till det valda riktvärdet. I vår utvärdering valde vi att jämföra mot riktvärden som motsvarar ett

skydd av 95 % av arter. Beräkningen gjordes med beräkningsverktyg framtaget av forskningsprojektet IBRACS (<http://projects.swedgeo.se/ibracs/>). Samtliga jordavfall utan behandling fick TU-värden > 1, vilket indikerar att det finns en risk för negativa effekter på markmiljön orsakad av PAH (Tabell 13).

Däremot visade beräkningen att alla behandlade jordavfall fick mycket låga TU-värden som med god marginal var <1 (Tabell 13). Detta betyder att risken för negativa effekter på markekosystem orsakad av PAH i de biokolsbehandlade jordarna är minimal (mer än 95% av arterna skyddas). Sammanfattningsvis, vid inblandning av biokol minskar biotillgängligheten av PAH i markekosystemet så pass mycket att vi inte kan förvänta oss att se några negativa effekter på markekosystemet som är orsakade av 16-PAH.

Tabell 13 TU-värde (medel av n=3). TU är summan av enskilda TU-kvoter för de enskilda PAH, som beräknas som kvoten mellan uppmätt vattenkoncentration i provet och ett riktvärde. TU > 1 indikerar risk. Två olika riktvärden har använts för kvot-beräkningen; MPC^a och SCR^b.

Behandling	TU MPC 95% ^a	Förklaring:
BC0P0	5,42	Jordavfall 1 Jord med låg halt NOM (1% kompost)
BC3P0	0,28	
BC6P0	0,11	
BC0P1.5	2,63	Jordavfall 2 Jord med måttlig halt NOM (1% kompost + 1,5% torv)
BC3P1.5	0,34	
BC6P1.5	0,10	
BC0P3	1,99	Jordavfall 3 Jord med hög halt NOM (1% kompost + 3% torv)
BC3P3	0,24	
BC6P3	0,11	

^a TU = C_w/MPC skydd av 95% av arter. MPC_{Ceco,water}: (Maximum Permissible Concentration, MPC) motsvarar skydd av >95% arter (Verbruggen, 2012).

^b SRC_{Ceco,water}: (Serious Risk Concentration), motsvarar skydd av 50% arter (Verbruggen, 2012).

Juridiska frågeställningar (AP2)

Om en behandlingsteknik med biokol för att stabilisera föroreningar i jord och förbättra jordens kvalitet ska nå framgång är det viktigt att det finns förutsättningar för metoden att komma i praktisk användning. Flera förutsättningar behöver vara uppfyllda, men en central förutsättning är att metoden är acceptabel enligt gällande rätt.

Vår genomgång av befintlig nationell och internationell rätt inom de områden som berör biokol som behandlingsteknik (dvs rätt inom avfallsområdet och området förorenad mark) visar att denna är komplex och i många fall saknas klargörande rättspraxis såväl som tydlig vägledning. När det gäller användande av biokol som en

resurs kan detta skapa problem, eftersom de rättsliga förutsättningarna för användandet inte är klarlagda, vilket i sin tur skapar osäkerhet hos användarna. En osäkerhet som kan medföra att man avstår användandet av biokol av rädsla för att göra fel.

För att hjälpa en användare att navigera rätt har projektet tagit fram en ”checklista” med kritiska juridiska frågeställningarna. Dessa listas i vår publikation av Flyhammar et al., (2020). Checklistan kan vara ett steg på vägen mot en praktisk användning av biokol för att stabilisera lätt förorenade jordar. Med hjälp av frågorna kan användaren av biokolet ta ställning till flera rättsliga oklarheter och på så vis bli mer säker i de bedömningar och avvägningar som behöver göras. Frågorna kan även underlätta för tillsynsmyndigheterna, som får en tydligare bild av vilka frågor de har att ta ställning till och vilket underlag de behöver få in av biokolsanvändarna.

För att främja innovationsområdet resurs- och avfallshantering skulle lagstiftningen behöva ses över på framför allt EU-nivå. En annan främjande åtgärd skulle vara att införa så kallade End of Waste-kriterier för biokol producerat av organiskt avfall. Genom sådana kriterier kan det tydliggöras när organiskt avfall upphör att vara ett avfall och i stället blir produkten biokol.

Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)

Med hjälp av NSR som fall-studie identifierades organiska avfallsströmmar som kan tänkas vara lämpliga som råvara för biokolstillverkning på ett kommunalt avfallsbolag (Sippel, 2020). Då NSR är placerat i Helsingborg är utfallet av analysen präglad av situationen i Skåne och andra råvaror kan givetvis få högre ranking i andra delar av Sverige. Vår analys ska därför ses som ett exempel och inspiration till mer djupgående analyser och platsspecifika marknadsundersökningar i framtiden.

Tänkbara organiska avfallsströmmar för biokolstillverkning

Totalt ingick 29 olika typer av biomassa i analysen. Några valdes ut för att de är intressanta i ett lokalt- och regionalt perspektiv, medan andra valdes för att de skulle kunna vara växter som kan användas vid sluttäckning av deponier (och därmed tillverkas på plats). I Tabell 14 och 15 visas ranking-resultatet av multikriterieanalysen.

Av de 10 bästa råvarorna för tillverkning av biokol, var sex från klassen ”Avfall”, tre från klassen ”Jordbruk” och en från klassen ”Skogsbruk”. De fem bästa råmaterialen för biomassa är slam från reningsverk, återvunnet trä (returträ), halm, sågspån, samt löv- och gräsfraktionen av trädgårdsavfall.

De avfallsslag som placerade sig lågt i rankingen är växter, biomassråvaror så som jordbruksavfall från gurka, industriell hampa, miscanthus, tomatavfallsrester och kafferostrester. Till stor del består den låga rankingen på brister i tillgång och brist på underlagsinformation.

Det bör poängteras att även om det är mycket fördelaktigt att ha mycket stora mängder tillgängligt råmaterial kan det vara tillräckligt att ha en potent leverantör.

Tabell 14 Resultat från ranking av identifierade biomassor, utförd genom en multikriterieanalys. För detaljer om poängsättning och uppgifter om respektive biomassa, se rapport av Sippel (2020).

Rankning	Biomassa	Kategori
1	Slam från avloppsreningsverk	Avfall
2	Returträ	Avfall
3	Halm	Jordbruk
4	Sågspån	Skogsindustri
5	Trädgårdsavfall (löv och gräs)	Avfall
6	Rapshalm	Jordbruk
7	Trädgårdsavfall (ris och grenar)	Avfall
8	Slakteriavfall	Avfall
9	Papper och Kartong	Avfall
10	Gödsel	Jordbruk
11	Frukt och grönsaker	Livsmedelsindustri
12	Bark	Skogsindustri
	Salix	Skogsindustri
13	Majs	Jordbruk
	Tång	Avfall
14	Skal från olika sädeslag	Jordbruk
15	Barrträ	Skogsindustri
	Säd	Jordbruk
	Lövträ	Skogsindustri
16	Avfall från pappersmassaindustrin	Avfall
17	Torv	Skogsindustri
18	Textil	Avfall
19	Skal från kokosnötter	Livsmedelsindustri
20	Rörflen	Växter
21	Avfall från kafferosteri	Livsmedelsindustri
22	Tomatplantor	Handelsträdgårdar
23	Mischantus (Elefantgräs)	Växter
24	Hampa	Växter
25	Gurkblast	Handelsträdgårdar

Tabell 15 Resultat från multikriterianalys, enbart avfall.

Biomassa	Rankning inom avfalls-kategori	Rankning totalt
Slam från avloppsreningsverk	1	1
Returträ	2	2
Trädgårdsavfall (löv och gräs)	3	5
Trädgårdsavfall (ris och grenar)	4	7
Slakteriavfall	5	8
Papper och Kartong	6	9
Tång	7	13 (av 2)
Avfall från pappersmassaindustrin	8	
Textil	9	

Reflektioner avseende ett urval av topp-rankade råvaror, ur NSR:s perspektiv

Slam från reningsverk

I analysen föll slam ut som ett av de mest lämpliga materialen för tillverkning av biokol. I regeringens utredning SPU 2020:3 beskrivs hur en hållbar slamhantering ska genomföras i framtiden i Sverige. Utgångspunkten är att slam från avloppsreningsverk inte okontrollerat ska användas för spridning på åkermark. Utredningen utgår från de två huvudscenarierna där åkerbruksspridning förbjuds, eller där man med en certifieringsprocess kan tillåta spridning av visst slam. Av de lösningar som diskuteras för behandling av slammet är biokol ett viktigt alternativ. Biokol har fördelar som innebär att kol tillförs odlingsmarken (med både odlings- och klimatnytta som följd) och organiska föroreningar och vissa metaller förbränns (exempelvis Cd som är ett problem vid inom lantbruket). Vidare framförs att då det genom en hantering av slam som biokol fortfarande finns incitament för uppströms förbättringsarbete eftersom råvaran påverkar kvaliteten.

För NSR:s del är slam intressant som råvara, bland annat eftersom en del av regionens reningsverksslam hanteras redan inom anläggningen, och eftersom det upplevs att det finns en efterfrågan avseende nya kompletterande lösningar avseende användning och behandling av slam från reningsverk.

Biokol som är producerat av avloppsslam får en hög halt näringsämnen på grund av att slam innehåller höga halter av fosfor och kväve. Slam innehåller dock ofta förhöjda halter av tungmetaller och möjlighetvis även persistenta organiska föroreningar vilket potentiellt skulle vara ett bekymmer även för biokolet, beroende på tillämpning. NSR bedömer att det finns en osäkerhet avseende hur föroreningsinnehåll påverkar marknadsvärdet. Vidare konstateras att materialet för tillfället passar sämre in i NSR:s affärsmodell för biokol, som i första hand innebär produktion av ett högvärdigt kol.

Finns avsättning för biokol med lägre kvalitet kan det finnas förutsättningar eftersom slam som avfall betingar ett negativt pris.

Returträ

Returträ hanteras i stora mängder på anläggningen. Fraktionen innehåller blandat träavfall men är inte impregnerat, förorenat eller angripet trä. Returträ innehåller alltså även målat trä samt en del mekaniska föroreningar (metall och plast). Målat trä ger generellt en flis med förhöjda metallhalter. Framförallt har de förhöjda zinkhalterna uppmärksammats på grund av problem med beläggingsbildning och korrosion vid förbränning av returträ-flis. Troligen ger målat trä även ett tillskott av barium eftersom bariumsulfat ingår i många vita pigment och som konsistensmedel i målarfärg.

Man skulle kunna tänka sig att obehandlat trä sorteras ut och får fungera som råvara vid framställning av biokol. En sådan sortering har förekommit vid anläggningen tidigare men en omställning skulle bland annat kräva en omorganisering av återvinningscentralen och en informationsinsats.

Park och trädgårdsavfall ("Löv och Gräs" samt "Ris och Grenar")

På NSR hanteras park och trädgårdsavfall med olika ursprung, karaktär och insamlingsmetod. Ett blandat trädgårdsavfall kommer in med kompaktorbilar som hämtat trädgårdsavfall hos villaägare i någon av regionens 6 kommuner. Denna fraktion innehåller i huvudsak löv och gräs, men även en betydande andel ris och grenar (Figur 21). Till viss del innehåller fraktionen även jord och stenar samt vid felsortering hos kund och även en del annat avfall såsom plast och metall.



Figur 21 Fraktionen "ris och grenar". Filborna avfallsanläggning Helsingborg maj 2020.

Trädgårdsavfall kommer även in till anläggningen genom privatpersoner och mindre företag (bilar <3,5 ton) som lämnar trädgårdsavfall på Återvinningscentralerna (ÅVC). På ÅVC och inom anläggningen delas avfallet upp i två fraktioner, ”Gräs och löv” samt ”Ris och grenar”. Större lastbilar som t ex hämtat material från större röjningsarbeten inom kommunerna kan även köra in på anläggningen. I huvudsak kommer det in ris och grenar med denna typ av transport.

Den preliminära bedömningen är att trädgårdsavfall från hushållsnära insamling som inkommer med kompaktorbilarna, samt fraktionen löv och gräs som lämnats in på ÅVC har en hög vattenhalt och innehåller en del oorganiskt material (jord, krukor etc). Materialet passar i första hand bra för tillverkning av kompost. Kompost är dessutom en produkt som är en viktig och etablerad del av kretsloppet för park, trädgård och odling och ett viktigt komplement till biokolet, eftersom den innehåller mikroorganismer.

Därför gör NSR bedömningen att det vid bolagets anläggningar framförallt är fraktionen ris och grenar (Figur 21) som efter krossning och siktning i första hand är lämplig för tillverkning av biokol. Den fina utsiktade fraktionen (0 - 40 mm) blandas med löv och gräs-fraktionen och blir istället ett viktigt tillskott av vedartat kolrikt material i komposten.

Idag används ”ris och grenar” större än 40 mm för tillverkning av en produkt som kallas ”Villaflis” (Figur 22). Villaflis har klassats som en produkt. Materialet krossas ytterligare och används som bränsle i värmeverk. Det är denna fraktion (ca 5000 ton per år) som i första hand kommer att fungera som biomassa vid biokolstillverkningen i den planerade anläggningen på NSR.



Figur 22 Villaflis, Höganäs februari 2020.

Utredning av tekniska lösningar och produktionsanläggningar

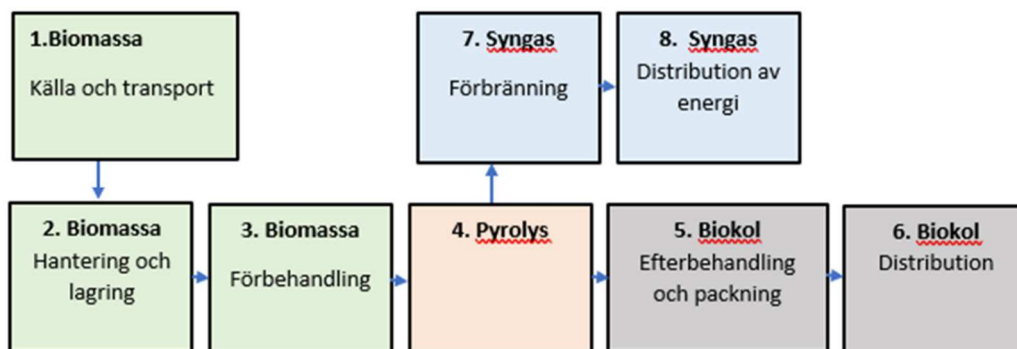
Under vår utredning av möjliga tekniska lösningar för att producera biokol lämpligt för behandling av förorenad jord genomfördes en screening av ca 300 tillverkare av pyrolyssystem över hela världen (Ertl, 2019).

I Ertl (2019) finns sammanställt tekniska data, teknisk beskrivning och illustrationer av utvalda tekniker, samt genomförd SWOT-analys för dessa tekniker.

För att kunna tillverka kol med specifika egenskaper, som behövs för att biokolet ska kunna användas för behandling av förorenad jord, måste det gå att styra pyrolystemperaturen. Ut ifrån ett NSR-perspektiv föll därför valet till slut på en anläggning med en teknisk lösning som innebär goda möjligheter att göra just detta (Enell et al., 2020).

Belysa förutsättningarna för ett kommunalt avfallsbolag att producera biokol

Själva pyrolysprocessen i reaktorn är bara en av många delar av den kedja som beskriver tillverkning av biokol. Figur 23 visar schematiskt de olika stegen för produktion av biokol.



Figur 23 Schematisk skiss över tillverkningsprocessen vid NSR inklusive källa och hantering av slutprodukt (exklusive hantering av bioolja eftersom det inte är aktuellt på NSR:s anläggning men en möjlig slutprodukt (Sippel, 2020).

Med NSR som fallstudie har vi gått igenom de olika stegen och studerat vilka fördelaktiga förutsättningar och synergier, samt hinder, som kan uppstå då ett kommunalt avfallsbolag vill uppföra en anläggning för tillverkning av biokol. Dessa beskrivs nedan (för fler detaljer hänvisas till rapport av Sippel, (2020)).

Biomassa: källa och transport

Kommunala avfallsbolag har ofta flera olika system för insamling av avfall och en hel del material hanteras, behandlas eller mellanlagras på anläggningarna. Om en specifik biomassa (avfallsström) skulle identifieras utanför

återvinningsanläggningen, skulle transportinsatser vara lättare att genomföra på grund av det redan existerande nätverket av leverantörer och transportmedel. Typ och mängd biomassa som hanteras hos kommunala avfallsbolag varierar från plats till plats, men någon typ av avfall kommer alltid att finnas tillgänglig. Huruvida det är lämpligt som råmaterial för framställning av biokol måste bedömas i varje fall.

Biomassa: hantering och förvaring

Kommunala avfallsbolag tar in avfall från olika källor och sammanfogar, separerar och behandlar materialen. Särskilda lagringsförhållanden upprätthålls, beroende på material, till exempel för att hålla fuktnivån i ett acceptabelt intervall. För transport inom avfallsanläggningen kan redan befintliga maskinpark användas. Flertalet material, tex trädgårdsavfall bör lagras en tid före behandling t ex krossning för att få ner vattenhalten i materialet. Hantering och lagring av material är en viktiga steg i processen och dess betydelse bör uppmärksammas. Hanteras materialen fel kan man starta eller påskynda nedbrytningsprocesser och i slutändan minska kvaliteten på slutprodukten.

Biomassa: förbehandling

Det avsedda råmaterialet måste analyseras i detalj beträffande dess kemiska och fysikaliska egenskaper och kriterierna för den valda tekniken måste vara väl preciserade. Exempel på möjliga nödvändiga behandlingsprocesser är minskning av materialets storlek (fräsning, skärning, strimling, etc.), separering (siktning, magnetisk separering, etc.), torkning och pelletering. Beroende på återvinningsföretaget kan lämpliga maskiner för dessa processer vara tillgängliga. Om så är fallet kan betydande utrustningskostnader sparas.

Pyrolysis

Med hänsyn till rådande förhållanden, den tillgängliga biomassan samt den avsedda användningen av biokol och syngas måste pyrolystekniken väljas med omsorg och god förståelse för utfallet av de tekniska val som görs. Syntesgas, även kallat syngas, är en blandning av gaserna kolmonoxid och vätgas som bildas i pyrolysisprocessen.

Biokol: Efterbehandling och emballering

Precis som pyrolysisreaktorn är det mycket troligt att efterbehandlings- och förpackningsutrustning måste anskaffas. Återigen måste den avsedda användningen av biokolen beaktas för att välja den lämpligaste tekniken.

Biokol: leverans till användaren

Genom sitt kommunala ägande med systemverksamheter som innefattar skötsel och etablering av parker och grönytor, kontakterna med aktör inom segmentet tillverkning av jord och produkter för jordförbättring har avfallsbolagen ofta en naturlig ingång till relevanta marknader. Förutom park- och trädgårdsverksamheter kan det även vara aktuellt med samarbete med privata aktörer inom livsmedelsindustri och lokala lantbrukare. Detta bedöms öka förutsättningarna för att kunna föra tillbaka kolet (som biokol) till det långsiktiga kretsloppet där kolet fungerar som kolsänka.

Syngas: hantering och förbränning

Förutom biokol är syngas en mycket betydelsefull produkt som erhålls vid pyrolyseprocessen. Syngas kan användas antingen direkt för värmeproduktion eller som bas för produktion av syntetiska bränslen. Syngasen kan förbrännas och med fördel användas att tillföra energi för torkprocessen i förbehandlingsprocessen för biomassa.

Användningen av syngas för framställning av syntetiska bränslen är i allmänhet endast meningsfull om det finns en särskild brännaren i närheten, eftersom lagring och transport kan bli mycket komplicerat.

Syngas: distribution

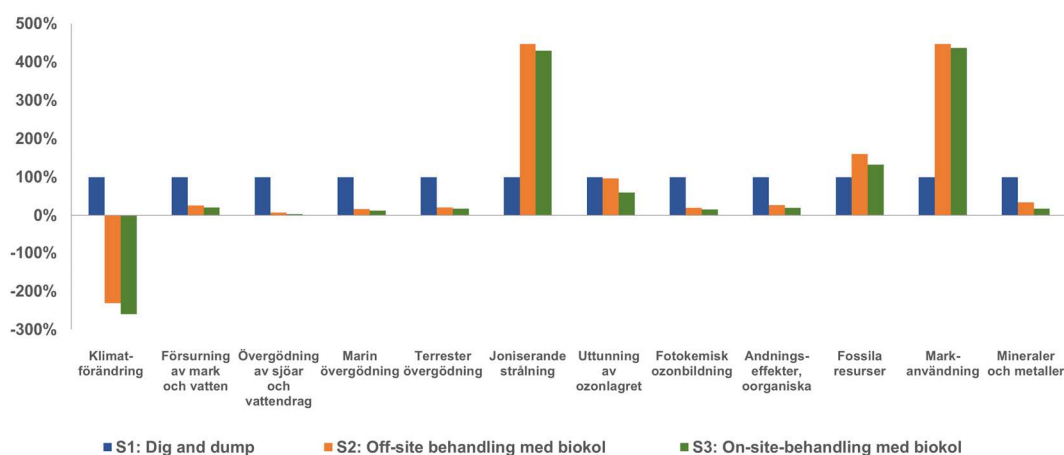
Vid förbränning av syngas på platsen måste den genererade överskottsvärmen (andelen som inte kan användas internt i processen) tillföras till exempel fjärrvärmenätet eller någon annan lämplig process som kräver värme. Inom flertalet avfallsanläggningar finns det en möjlighet att ansluta till sådana befintliga system.

Miljösystemanalys (AP4)

I vår miljösystemanalys kopplades LCA med MEFA och SFA för att bedöma miljöpåverkan av olika system för träavfallshantering, energiutvinning som fjärrvärme, och behandling av förorenad jord. Resultat diskuteras kortfattat nedan. För detaljer hänvisas till (Papageorgiou et al., *In prep*). I vår Syntesrapport (Enell et al., 2020) finns också en längre sammanfattning på svenska.

Miljöpåverkan

Behandling med biokol (S2 och S3) resulterade i lägre miljöpåverkan jämfört med deponeringsalternativet (S1) för nio av de tolv studerade miljökonsekvenskategorierna (Figur 24). Behandling på plats (S3) har lägre miljöpåverkan än behandling och återanvändning på annan plats (S2) för alla kategorier.



Figur 24 Miljöpåverkan av S2 and S3, normaliserade till S1 (S1 = 100%)

Dessutom gav båda behandlingsalternativen upphov till negativa värden för klimatförändring, vilket innebär att CO₂-utsläppsbesparingarna i dessa två scenarier är större än utsläppen till atmosfären.

Behandlingsalternativen (S2 och S3) presterar sämre än deponeringsalternativet (S1) avseende joniserande strålning, fossila resurser och markanvändning. Den främsta orsaken till de högre värdena för joniserande strålning och förbrukning av fossila resurser är den stora förbrukningen av elektricitet i pyrolysanläggningen. Detta eftersom elproduktionen i Sverige till stor del kommer från kärnkraft, som är kopplad till dessa miljöpåverkanskategorier. Den större markanvändningen beror på användningen av träflis för produktion av fjärrvärme som kompenserar för den minskade värmeproduktionen från pyrolysen (värmesubstitution).

Miljöpåverkan från pyrolysens utsläpp kan minskas med lämplig rökgasbehandling. Utsläppen från pyrolysis av träavfall modellerades baserat på data från litteraturen (Sørmo et al., 2020). Därför rekommenderas utsläppstester i den nya pyrolysanläggningen på NSR-anläggningen för att undersöka giltigheten av våra resultat. För förbrukning av elektricitet rekommenderas utredning av möjligheter för att optimera driftförhållandena i pyrolysanläggningen. När det gäller värmesubstitution så genererar biokolsystem mindre värme jämfört med direkt förbränning av biomassa, eftersom en del av den ursprungliga energin i biomassan förblir bunden i biokolet. Alltså kan effekterna från värmesubstitution inte undvikas.

Transporter av material är en ytterligare viktig utsläppskälla i S2 och det är det främsta skälet till att S2 presterar sämre än S3 i alla miljöpåverkanskategorier. Fördelarna med "on-site" behandling av förorenad jord jämfört med "off-site" behandling är tydlig. Det är dock möjligt att "off-site" behandling ändå föredras istället för behandling på plats, på grund av tekniska, ekonomiska eller lagliga begränsningar. I så fall måste potentialen för att optimera transporten av material undersökas. HVO100 används som ett alternativ till fossila bränslen för transport. Det finns emellertid ett stort urval av råvaror för HVO med olika tillhörande miljöpåverkan. Valet av data för HVO modellering är en källa till osäkerhet i LCA:n.

Avvägning mellan biokol som kolsänka och bioenergiproduktion för att minska klimatförändringarna

Effekterna av klimatförändringarna i biokol-scenarierna (S2 och S3) var betydligt lägre än i deponerings-alternativet (S1). Faktum är att biokol-scenarierna till och med nådde en negativ klimatpåverkan på mer än 2000 ton CO₂ år⁻¹. Detta beror på en kombination av antaganden och specifika omständigheter, huvudsakligen: (i) den antagna biokolstabiliteten, (ii) den typ av elektricitet som används för produktion av biokol och (iii) den typ av bränsle som används för att kompensera för den lägre fjärrvärmeproduktionen av biokolsystemen.

Kolbindning i biokolet är en viktig aspekt eftersom den hade stor påverkan på scenariernas totala klimatpåverkan, samtidigt som det också är en mycket osäker term. Förutom osäkerheten kring biokols långsiktiga stabilitet, så är egenskaperna

hos det biokol som NSR kommer att producera fortfarande okända i detta skede, liksom slutanvändningen och livslängden för den biokolbehandlade jorden.

Pyrolysanläggningen förbrukade elektricitet för att värma upp biomassa och producera biokol ($3.1 \text{ MWh}_e \text{ ton}^{-1}$ biokol). Eluppvärmning för att reglera och finjustera pyrolyprocessen har tekniska fördelar jämfört med indirekt uppvärmning med syngasförbränning. Globalt är el en drivkraft för fossil bränsleförbrukning och en stor källa till globala växthusgasutsläpp. I Sverige är emellertid den genomsnittliga utsläppsfaktorn för el bland de lägsta i världen (här användes $55 \text{ g CO}_2\text{-ekv kWh}_e^{-1}$) på grund av en hög andel kärnkraft och vattenkraft. Som ett resultat har den högre förbrukningen av elektricitet i biokolscenarierna inte orsakat ökad klimatpåverkan.

Slutligen antog vi att den ökade efterfrågan på biomassa skulle tillgodoses genom skörd av rester från svenskt skogsbruk, grenar och toppar (grot). Även när man inkluderar utsläpp till följd av denna direkta ändring av markanvändningen (förlusten av skogsekosystemens kollager på grund av skörd jämfört med icke-skörd), är klimatförändringarna av skogsrester låga jämfört med andra vanliga bränslen för uppvärmning. Med andra antaganden om tillgången på biomassa så hade den lägre bioenergiproduktionen i biokolscenarierna kunnat orsaka förhöjd klimatpåverkan.

Dessa antaganden (hög biokolstabilitet och låga utsläppsfaktor för elektricitet och biomassa) är nyckeln för att biokolssystemen S2 och S3 ska kunna leverera effektiva klimatförändringar. De gör resultaten från denna analys specifika för Sverige.

Substansflödesanalys

SFA:n visade att biokolbehandlad jord släpper ifrån sig mindre mängder PAH och tungmetaller, (Cd, Cu, Hg, Ni och Zn), jämfört med deponerad jord, sett över en 100-årsperiod (Figur 25 och Figur 26).

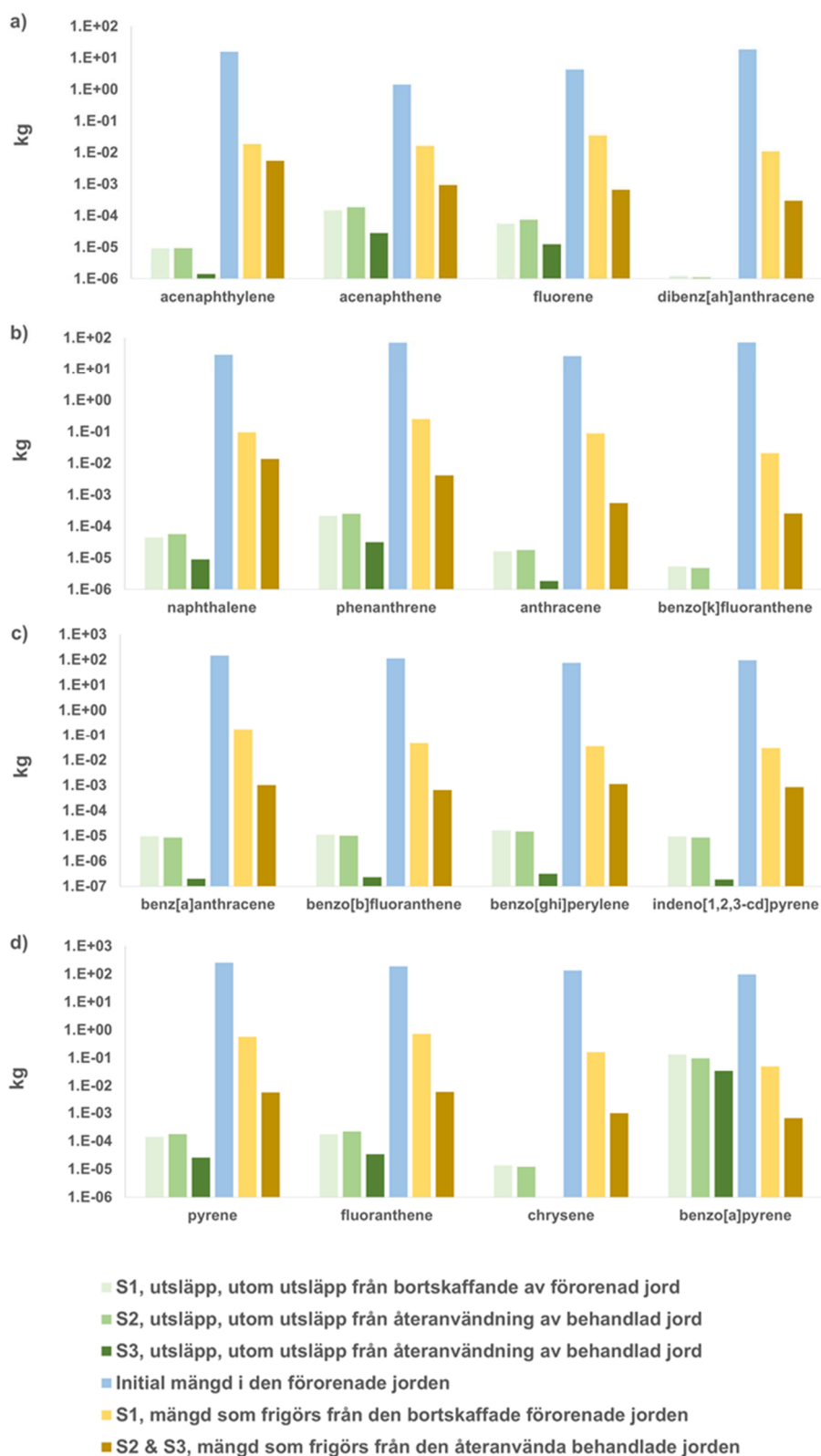
Däremot släpper den behandlade jorden under samma tidsrymd ut större mängder av As, Cr, Mo, och V. Dessa ämnen kan alla förekomma i anjonisk form och har visat sig vara svåra att stabilisera med biokol (Hilber et al., 2017 och referenser däri). SFA:n saknar resultat för Sb, eftersom detta ämne inte undersöktes i lysimeterstudien i AP1. Sb förekommer också vanligen i anjonisk form och resultat från laktest (AP1) visade att biokolet inte hade någon stabiliserande effekt. Det är därför troligt att behandlingsscenarierna skulle ge upphov till större utsläpp av Sb över 100 år än deponering.

SFA:n visade också att större mängder av Ba, Co och Pb släpps ut vid biokolbehandling. De högre utsläppen av Ba beror troligen på att biokolet som användes i vårt fältförsök innehöll lättlösligt Ba. De högre utsläppen av Co och Pb kan diskuteras. I fältförsöket syntes inte någon signifikant skillnad mellan behandlad och obehandlad jord för dessa ämnen. Detta kan bero på att markvattenkoncentrationerna av Pb och Co i den förorenade jorden redan var låga utan behandling och att en effekt av biokol därför inte syntes i den behandlade jorden. Att SFA:n visar att större mängder släpps ut från behandlingsscenarierna

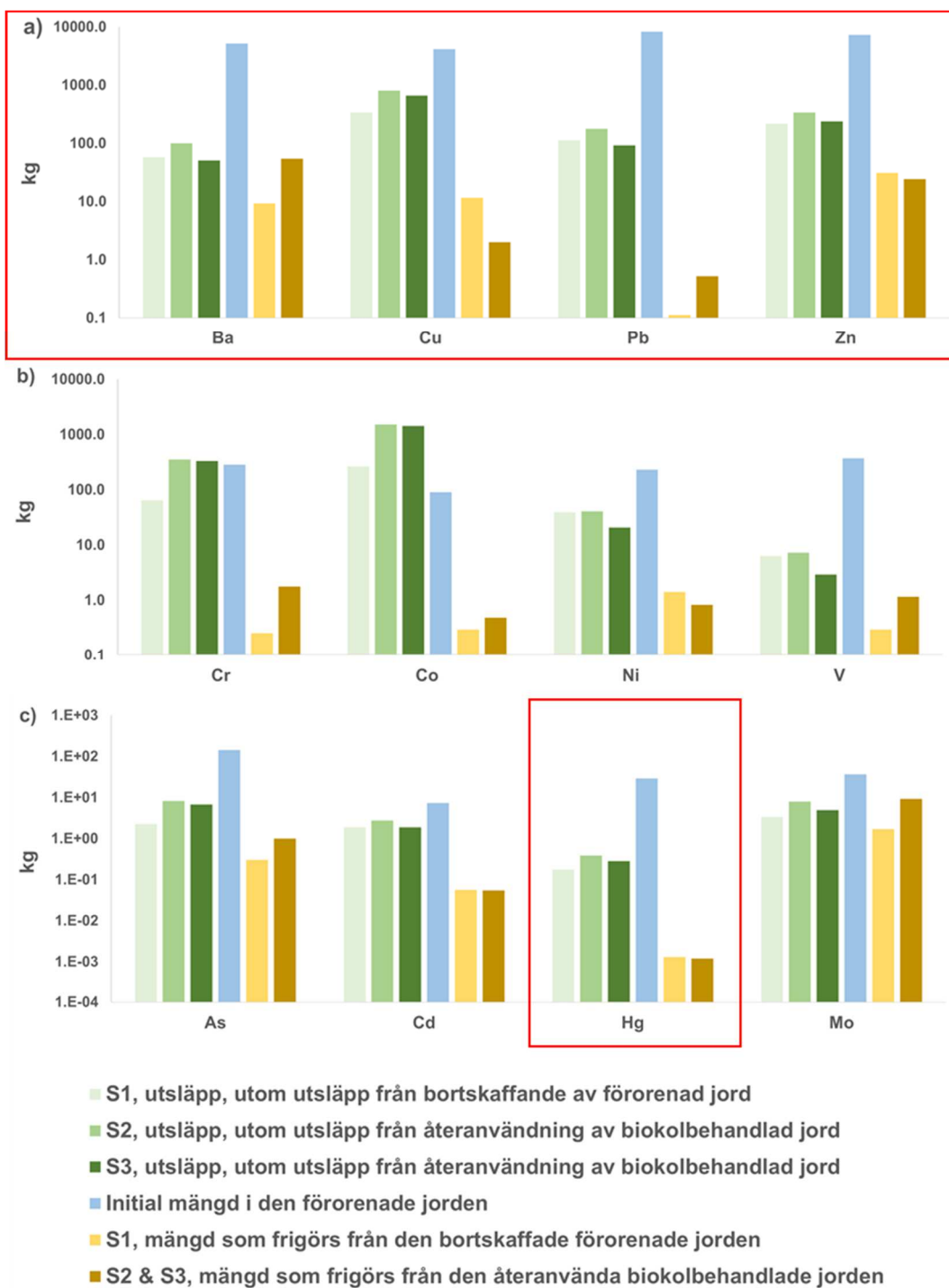
beror också på antagandet om den större volymen vatten som passerar jorden på 100 år i behandlingsalternativen (S2 och S3) jämfört med deponering (S1). Det kan tilläggas att flera andra lab- och fältstudier har visat att biokol kan stabilisera Pb med gott resultat (Hilber et al., 2017 och referenser däri).

Lysimeter-datan som SFA:n bygger på representerar endast en jord och ett biokol och koncentrationer i markvatten efter *en* växtsäsong. Det testade biokolet är producerat på ett sätt som gör det lämpligt för fastläggning av främst PAH och tvåvärdade metaller (katjoner) och inte ämnen som kan existera som anjoner och/eller är pH- och redox-känsliga, så som As, Cr, Mo, Sb och V, varför behandling med biokol inte förväntas ha någon positiv effekt för dessa ämnen. I beräkningen antas också att koncentrationen i markvattnet är konstant över hela tidsperioden, vilket är en grov approximation, den kan i själva verket både minska och öka över tid (beroende på förändrade markkemiska förhållanden).

SFA:n visade också att metallutsläppen från den deponerade jorden (i S1) och de biokolsbehandlade jordarna (i S2 och S3) var betydligt lägre än livscykelutsläppen från övriga processer i dessa scenarier (Figur 26), med undantag för Ba och Mo. Av de metaller som betraktades som föroreningar (Ba, Cu, Hg, Pb och Zn) och PAH:erna lakades dessutom endast en liten andel av deras ursprungliga innehåll i marken ut; mindre än 0,4% för alla ämnen, (med undantag för Ba i S2 och S3 där 1,1% lakades ut).



Figur 25 Resultat av SFA för PAH (i logaritmisk skala och med olika skalor på y-axlarna)



Figur 26 Resultat av SFA för metaller (i logaritmisk skala och med olika skalor på y-axlarna). Metaller som existerade i jorden över bakgrundshalter (och som är att betrakta som föroreningar) är markerade inom röda rutor.

Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg

Projekt har i hög utsträckning bidragit till kunskap om hur biokol kan användas som behandlingsteknik för att stabilisera både organiska miljögifter och tungmetaller i förorenat jordavfall. Nedan summeras slutsatser och särskilt viktiga resultat från våra arbetspaket.

Laboratorie- och fältstudie (AP1)

Vår litteraturgenomgång och våra laborationsförsök och fältstudie har visat att:

- Biokol pyrolyserat av olika biomassa och vid olika temperaturer kan ha mycket skilda egenskaper och vara mer eller mindre lämpliga för att stabilisera metaller och PAH.
- Om biokolets sorptionskapacitet överstiger jordens kommer sannolikt behandlingen att fungera bra.
- Hydrofoba organiska miljögifter, så som PAH, går ofta att fastlägga mycket väl med biokol.
- Biokol kan fastlägga tungmetaller som existerar som katjoner, så som Cu, Hg, Pb, Zn m.fl., men biokolet måste vara producerat på "rätt sätt" för att det ska fungera.
- Biokol har ofta ingen effekt, eller kan till och med öka tillgängligheten av ämnen som förekommer i anjonisk form så som As, Cr, Mo, Sb och V.

Tillverkningsprocess och råvara måste väljas med omsorg

Biokol går att producera från nästan allt organiskt avfall, men för att det ska lämpa sig för fastläggning av föroreningar behöver såväl råvara och process-parametrar, som pyrolysis-utrustning och temperatur, väljas med omsorg så att biokolet kan få de egenskaper som önskas för den specifika tillämpningen. Följande slutsatser om produktionsteknik kan dras:

- Biomassa rik på lignin och hög pyrolysis-temperatur (600 – 900 °C) ger biokol med stor ytarea och hög mikroporositet, vilket är bra egenskaper för fastläggning av hydrofoba organiska miljögifter (t ex. PAH), men kan även fungera för tungmetaller.
- Biokol som är producerade vid lägre temperatur och av biomassa med större inslag av gröna växtdelar kan ge god reduktion av tungmetaller. Ett sådant kol kan särskilt vara lämpligt för fastläggning av Pb (om utfällningsreaktioner kan ske).
- Biokol kan behövas skraddarsyddas, eller kombineras så att biokol med olika sorptionsegenskaper används tillsammans, för att en tillfredställande stabiliserande effekt ska kunna erhållas för tungmetaller och hydrofoba organiska miljögifter.

För att få en jämn kvalitet på biokolet och för att kunna "skradda sy" ett biokol med lämpliga egenskaper för olika föroreningssituationer behöver process-parametrar

kunna styras. Det måste gå att ställa in temperatur och bibehålla denna under processen så att biokolet kan få de önskvärda egenskaperna för fastläggning trots t ex. skillnader i fukthalt i biomassan som ska förbrännas. Om fukthalten varierar och temperatur-styrning är otillräcklig kan detta få stor påverkan på sorptions-egenskaperna hos slutprodukten. För att kunna styra pyrolysen krävs ofta mer avancerad pyrolys-utrustning än Pyreg 500, som är den som använts i projektet.

När stora områden och stora mängder jord ska behandlas behövs stora volymer biokol. Då är det även viktigt att det producerade biokolet i *olika tillverknings-batcher* och *över tid* håller en jämn kvalitet. Kunskap om biomassans sammansättning blir då viktig. Vid storskalig produktion kan biomassans sammansättning av lignin/cellulosa/mineraler variera över tid i den organiska avfallsströmmen som biokolet tillverkas av. Bättre dokumentation över förbränd råvara och process-temperatur och eventuella avvikelser kommer att behövas för att kunna "hitta rätt" biokol och vara säkra på att inköpta stora volymer håller samma kvalitet. För att säkerställa att biokolet håller god och jämn kvalitet, och har de egenskaper som önskas, rekommenderas att:

- Karakterisering utförs på flera representativa delprover för den mängd biokol som faktiskt ska användas till behandlingen.
- Karakterisering följer någon certifieringsstandard så som EBC eller liknande. Notera dock att fler ämnen än de som ingår i standarden kan behöva analyseras. Tillexempel ingår inte Ba i dagens EBC-analys-paket.
- Laborrietester (som de här beskrivna) utförs som en förstudie, innan en storskalig behandling/sanering inleds och utöver EBC-karakterisering.

Behandling av "lågkvalitativ" mark har störst potential att lyckas

I vårt fältförsök såg vi att störst effekt av en biokolstillsats uppnåddes då jorden hade lågt innehåll av organiskt material (naturligt eller tillsatt torv), dvs var "lågkvalitativ", för både tungmetaller och PAH. Vi såg också att den relativa effekten blev sämre/lägre med ökad halt naturligt organiskt material i jorden för metallerna.

Våra laborieförsök visade också att biokol som tillverkats för att passa för sorption av både PAH och metaller (vedartad biomassa, förbränd vid hög temperatur), inte kunde användas för att behandla metallerna då den testade jorden redan hade en bra markkvalitet, det vill säga god buffertkapacitet och högt pH. I dessa försök hade biokolen ingen effekt på metallerna eller i vissa fall till och med en negativ effekt, men en god eller mycket god effekt på PAH. Tillsammans med resultat från litteraturstudien dras därför följande slutsatser:

- Effekten av en biokolsbehandling kommer att bli större, med avseende på att reducera katjoniska metallers löslighet, om en "lågkvalitativ" jord, med låg halt lera, organiskt material och relativt lågt pH-värde (pH<7), behandlas istället för en jord med högre "kvalitet".

- Även för PAH fungerar biokolsbehandling mer effektivt (större procentuell reduktion) om den utförs på en mager jord med låg halt av naturligt organiskt material och annat organiskt kol (det vill säga kol av antropogent ursprung) jämfört med en jord av högre ”kvalitet”.

En inblandning på runt 3 vikts-% biokol kan räcka för att nå effekt

Effekt på föroreningar

Vårt fältförsök har visat att en inblandning på 3 viktsprocent biokol till en mager, ”lågkvalitativ” jord, räcker för att minska utlakningen av PAH radikalt; den mobila koncentrationen minskade ned till 1% av vad som lakades ut från obehandlad jord. En 3%-ig inblandning har också en god effekt på tungmetaller (om än inte lika stor som för PAH, men i linje med vad andra har rapporterat; Hilber et al. (2017) och referenser däri); utlakningen av Cu, Hg och Zn, i markvatten provtaget med lysimetrar, reducerades till 13, <30 och 43% av kontrollen.

När jordavfallet var av något bättre kvalitet (det vill säga innehöll 1,5 viktsprocent torv) kunde en 3%-ig biokolstillsats fortfarande fastlägga Cu, Hg tämligen väl och PAH mycket väl; utlakningen av Cu, Hg och PAH reducerades till 18, <39 och 4% av kontrollen.

En 3%-ig biokoltillsats minskade också den ekotoxiska effekten på daggmask (reproduktionen förbättrades). Eventuellt kan en större inblandning av biokol ge daggmaskarna sämre förutsättningar (Enell et al., *In prep*).

Effekt på markekosystemet

I vårt fältförsök gynnades mikroorganismerna av både biokol och torv-inblandning, men torven hade störst påverkan (sett på kort sikt). Inblandning av både biokol och torv gav gynnsammare förhållanden för växtlighet, genom att jordens förmåga att hålla vatten- och näringsämnen ökade liksom förrådet av utbytbara katjoner (Ca, K och Mg). Men tillgången på kväve kan snabbt bli begränsad på grund av för mycket organiskt kol i systemet (jorden får för högt C/N-förhållande) och kväve fastläggs till biokolet. Vi drar därför slutsatsen att:

- En behandling med 3% biokol och 1,5% torv bör kunna vara en behandling som skulle kunna passa många situationer.
- Om jorden har en högre organisk kolhalt än 2-3%, är det sannolikt onödigt att tillsätta torv.

I vårt försök tillsattes såväl en viktsprocent kompost och ett organiskt handelsgödselmedel (N, P, K, YaraMila; 21:4:7). Komposten tillsattes för att snabbt introducera en mikroflora och därmed en god markfunktion, medan handelsgödseln skulle säkerställa en snabb gräsetablering. Behovet av en sådan behandling varierar givetvis från plats till plats. Om de behandlade massorna tas från djupt liggande marklager (>1 m), som i vårt fall, är dessa ”förstärkande” åtgärder att rekommendera. Detta eftersom sådan jord ofta är näringsfattig och har låg biologisk aktivitet.

Som ett verktyg för att bedöma om en stödgödsling behövs, skulle markkvalitetsverktyget SF-Box, (Volchko et al., 2018), kunna användas. Vårt fältförsök visade att kvävetillgängligheten minskade vid tillförsel av biokol, vilket indikerar att det sannolikt är en god idé i de flesta fall att stödgödsla i samband med biokolstillförsel för att få igång en snabb vegetationsetablering.

Biokolet stabilitet viktig för att behandlingen ska fungera på lång sikt

Biokolets höga sorptionskapacitet och dess stora yta gör att kolet kan fastlägga föroreningar så att de blir immobiliserade. Det vill säga, föroreningarna blir mindre tillgängliga för biologiska processer; de tas upp i mindre utsträckning av växter och marklevande djur. Spridningen av föroreningarna till grund- och ytvatten minskas också genom att markvattenkoncentrationen blir lägre. Sammantaget blir då också riskerna för negativa effekter på människan lägre.

För att riskerna i framtiden inte ska öka krävs att biokolsbehandlingen är beständig över tid. Idag antas att föroreningarna kan hållas kvar i den behandlade jorden om biokolet i sig självt är stabilt (Hilber et al., 2017). Med stabilt menas att det inte bryts ned i marken utan kan bli kvar där, tillsammans med de fastlagda föroreningarna, över en mycket lång tidsrymd. Om biokolet bryts ned kan man anta att föroreningarna kan frisättas; att de återigen blir lösliga i markvattnet. En ökad löslighet skulle betyda ökad tillgänglighet för biologiska processer och eventuellt risk för spridning och negativa effekter på människa och miljö.

Hur stabila olika typer av biokol är har inte ingått i vår studie. Det finns beräkningar som visar att medellivslängden på förkolnat organiskt material, under olika fältförhållanden, kan variera stort; mellan 6 till 5448 år (Lehmann and Joseph, 2015). En del av den stora variationen beror på att olika beräkningsmodeller, och olika experimentella angreppssätt använts för beräkningen, men också på att förkolnade material har olika stabilitet (Lehmann and Joseph, 2015). Biokol som tillverkats vid höga temperaturer är generellt mer stabila än de som framställts vid låga temperaturer (Crombie et al., 2013).

Det finns mycket få fältstudier och ännu färre verkliga exempel där förorenad jord behandlats med biokol för att stabilisera föroreningar. Det är vanligare att biokol har använts i odlings-sammanhang för att öka markens bördighet. Det är därför svårt att i dagsläget svara på frågan hur beständig en behandling är över tid eller ge mer tydliga råd kring vilken typ av biokol som är mest lämplig. Mer forskning och fler fältstudier med långtidsuppföljningar behövs för att undersöka både hur biokol står emot nedbrytning och hur beständig själva behandlingen är på olika typer av jordavfall.

Framtida utmaningar, nästa steg

För att säkerställa effektiva och långsiktigt hållbara behandlingar kvarstår ett flertal utmaningar, även om projektet visat goda resultat och en potential för användande av biokol i flera tillämpningar. Nedan beskrivs fyra viktiga aspekter som identifierats inom projektet.

Fortsatta fältstudier för att undersöka långtidseffekter är mycket viktigt

Det finns få fältförsök över biokol som behandlingsteknik för förorenad jord och de som existerar har inte pågått mer än några fåtal år. Vårt fältförsök är det första i Sverige där biokolsbehandling har genomförts på jordavfall som är förorenade av både tungmetaller och PAH och där både föroreningssituationen och markkvaliteten är mycket väl dokumenterad. Vårt projekt har inte omfattat långtidseffekter och sträcker sig bara över en växtsäsong. Effekter på både på markfunktion och ekotoxicitet behöver följas upp över en längre tid i fältförsöket för att säkerställa att behandlingen är beständig och för att förstå om biokolets egenskaper förändras över tid.

Målsättningen med biokolsbehandling är en resurseffektivare avfallshantering genom minskad deponering av både jord och organiskt avfall, samt minskat uttag av jungfruliga jordresurser för återfyllnad i samband med sanering av förorenade områden. Kan vi åstadkomma detta så kan användning av metoden ge stor samhällsnytta. För att den ska användas krävs acceptans och förtroende för tekniken, vilket också är en förutsättning för kommersialisering. Acceptans och förtroende för tekniken är starkt kopplat till att metoden är långsiktigt hållbar. Därmed är fortsatta fältstudier för att undersöka långtidseffekter ett viktigt nästa steg i metodens utveckling och verifiering.

Behov av kunskap och forskning om skräddarsydda och modifierade biokol

Vår studie har visat att det kan vara svårt att hitta ett biokol som är optimalt för stabilisering av både metaller och organiska miljögifter och att biokolsbehandling till och med kan ha omvänd effekt, dvs öka utlakningen av ämnen som förekommer i anjonisk form. Dessa ämnen (t ex. As, Cr, Mo, Sb och V) förekommer ofta tillsammans med tungmetaller och PAH på förorenade områden. För att kunna behandla sådant blandförorenat jordavfall med biokol behövs ytterligare kunskap och forskning. Eventuellt kan modifierade biokol användas, eller biokol i kombination med andra tillsatser lämpliga för stabilisering (t ex järn(hydr)oxider eller nollvärt järn).

Mer kunskap om design av biokol (process och råvara) för olika applikationer (olika föroreningssituationer) kan också underlätta för att kunna skräddarsy biokol, eller kombinera olika biokol, så att de passar föroreningssituationen så bra som möjligt.

Behov av mer kunskap om fastläggning av näringsämnen och metaller

Näringsämnen i en biokolbehandlad jord fastläggs till biokolet genom samma adsorptionsprocesser som styr fastläggning av metaller. I vårt fältförsök fanns flera indikationer på att kväve fastlagts till biokolet och att näringsbristen var större i biokolsbehandlade jordar (lägre klorofyllhalt och lägre biomassa-avkastning). Många andra studier pekar också på att stödgödsling kan behövas vid biokolsbehandling, eller att biokolet kan laddas med näringsämnen innan det tillsätts jorden. Hur detta påverkar metallernas fastläggning (initialt och över tid) har inte ingått i vårt projekt, men bör utredas. Kan till exempel konkurrens om sorptionsplatser på biokolet uppstå?

Behov av goda exempel

Idag bedöms vanligen risker med förorenade områden utifrån markens totala halter av förorening, trots att det är den biotillgängliga halten som kan ge upphov till toxiska effekter i markekosystemet och påverkar spridningen. Det är en stor pedagogisk utmaning att på ett enkelt och lättöverskådligt sätt visa att biokolsbehandling kan minska riskerna för människors hälsa och miljön, trots att mängden förorening på platsen inte ändras. Dagens generella riskbedömnings metodik (Naturvårdsverket, 2009) kan inte tillämpas och platsspecifika bedömningar måste göras. Det kommer att behövas vägledning kring riskbedömning och råd om lämpliga haltkriterier (eller effektkriterier) som den reducerade biotillgängligheten ska jämföras emot. Utöver detta kommer den svåra frågan om behandlingens beständig.

För att tekniken ska kunna få acceptans som åtgärdsteknik tror vi att det behövs fler goda exempel på att tekniken fungerar i verkliga saneringsprojekt. Detta för att fler problemägare och tillsynsmyndigheter ska våga välja att testa tekniken. Fler exempel på hur riskbedömningar av tekniken kan göras skulle också öka kunskapen om vilka krav som bör ställas och hur en lämplig riskbedömning bör utföras (så att den både blir ”säker” och kostnadseffektiv). Fler verkliga exempel skulle också öka möjligheterna till långtidsuppföljningar och ge bättre kunskap om beständigheten. En stor fördel tror vi skulle vara om verkliga projekt kunde kopplas ihop med forskningsprojekt.

En framtida utmaning blir att hitta en balans i detta, så att fler vågar prova tekniken trots osäkerheter, samtidigt som utförda åtgärder måste vara miljö- och hälsomässigt säkra trots kunskapsbristen. Ett sätt att underlätta för utvecklingen skulle kunna vara att införa krav om att kontroll-program när biokolbehandling genomförs. Genom kontrollprogram, skulle behandlingens stabilitet kunna följas över tid, och eventuella ökade risker för miljö och hälsa skulle kunna upptäckas och åtgärdas i tid.

Juridiska frågeställningar (AP2)

Slutsatserna av arbetet i arbetspaket 2 är att den som önskar använda biokol för att stabilisera föroreningar i jord behöver göra en mängd juridiska ställningstaganden för att säkerställa lagefterlevnad. Det är med andra ord inte okomplicerat att införa en behandlingsteknik med biokol, även om det finns goda förutsättningar för teknisk framgång.

Vi anser att de identifierade kritiska frågorna (Flyhammar et al., 2020) i vart fall tjänar som en redogörelse för de ställningstaganden användaren av biokolet behöver göra. På så vis kan resultatet av arbetet i AP2 främja ett nyttiggörande av biokolet som resurs.

Resultaten i AP2 kan även användas av lagstiftaren som utgångspunkt i förändringsarbetet i syfte att förenkla nyttiggörande av restprodukter och avfall. Resultatet pekar ut områden där lagstiftningen behöver förtydligas i syfte att skapa klara rättsliga förutsättningar för ett hållbart resursutnyttjande av såväl avfall som

jord. På det hela bör det vara lätt att göra rätt, vilket idag inte upplevs vara fallet när det gäller avfall och cirkulär materialåtervinning.

Det fortsatta arbetet med de juridiska förutsättningarna för behandling av jordar med biokol bör i första hand fokusera på behovet av förtydliganden i gällande rätt och i andra hand på vägledningsbehoven som identifierats inom arbetspaketet. Sammanfattningsvis anser vi att en bred översyn av dagens masshantering, avfallsreglering, användning av biokol med mera behöver göras i syfte att säkerställa en effektiv och rättssäker reglering.

Förutsättningar för närproducerad biokol (AP3)

Inledningsvis kan det konstateras att det finns mycket goda förutsättningar för ett kommunalt avfallsbolag att tillverka biokol. För NSR:s del har analys av material och marknad resulterat i en investering och en beviljad ansökan om medel från Klimatklivet för uppförande av en pyrolysanläggning för tillverkning av biokol. NSR:s anläggning har valts med syfte att ha möjlighet att tillverka högvärdiga biokol för specifika ändamål, t ex stabilisering av förorenad jord, eller olika typer av filtersystem. Det ska med andra ord gå att ”skradda-sy” biokol efter behov. Anläggningen ska på ett brett plan säkra tillgången på biokol för ägarkommunernas användning. Vidare finns övergripande syfte med anläggningen; att den ska bidra till regionens mål om klimatneutral och fossilbränslefri region till 2030, samt Helsingborgs mål om klimatneutralitet till 2035, bland annat genom ökad kolinlagring.

Mycket av fördelarna avseende produktion av biokol just i anslutning till kommunala avfallsanläggningar handlar om avfallsanläggningarnas naturliga och etablerade centrala funktion i samhället, både geografiskt och genom de inarbetade strukturer som finns för flöden av material. Vidare har avfallsanläggningarna ofta en god kunskap om avfallens och materialens karaktär. Dessutom finns det inom den kommunala avfallsorganisationen en möjlighet att till viss del påverka materialens kvalitet även om kommunikationsinsatser som handlar om sortering och insamling tenderar att vara en process över tid.

Avfallsanläggningar går mot att fungera som mindre ”industri och utvecklingsparker” där det finns många beröringspunkter och samarbetsvinster att göra, inte minst inom energisektorn.

Stabilisering av förorenad jord

Inom den specifika sektorn som handlar om efterbehandling av förorenade områden har avfallsbolagen haft en central roll som mottagningsstation, behandlingsanläggning och slutförvaring av förorenade massor. Denna roll kommer avfallsanläggningarna troligtvis att ha även i framtiden även om fördelningen mellan användning för anläggningsändamål på deponierna/sluttäckning, deponering och behandling kommer att ändras radikalt.

Genom minskade möjligheter att använda förorenad jord vid sluttäckning av deponier kommer behovet att finna metoder att reducera riskerna inom förorenade områden, och behandla, sortera och stabilisera förorenade massor att öka.

För att undersöka biokolets positiva effekter även på en förorenad jord och ytterligare söka acceptans för metoden hos beställare och tillsynsmyndigheter bör stabiliserings och jordförbättringsprojekt i full skala följas och dokumenteras.

Vikten av marknadsanalys

Det är viktigt att en avfallsanläggning utvärderar sina flöden och regionens näringar eftersom dessa för vissa avfallsslag, eller råvaror, kan variera kraftigt. Vidare påverkas val av teknik av syftet med anläggningen och den tilltänkta marknadens behov och önskemål.

Vidare är det viktigt att slå fast vilken fysisk produkt (biokol, syngas eller bioolja) som ska vara i fokus, men att inte glömma bort biprodukterna.

Teknikutveckling och kunskapsförmedling

Avseende teknik och forskning och utveckling är det mycket som händer inom biokolsområdet och information och sammanställningar blir snabbt inaktuella. Det är viktigt att skyndsamt förmedla resultat från denna forskning samt informera, i många led, om biokolets positiva effekter.

Miljösystemanalys (AP4)

Det finns en stor potential att minska klimatpåverkan från behandling av trädgårdsavfall genom pyrolys och produktion av biokol, eftersom kol som annars hade blivit koldioxid fastläggs i biokolet. Analysen av användning av biokol för behandling av förorenad mark, eller jordavfall, visar också på en betydande minskning av klimatpåverkan jämfört med deponeringsalternativet. Men resultatet är beroende av förutsättningar som är specifika för Sverige.

Av de övriga 11 studerade miljöpåverkanskategorier presterade biokolsbehandling bara sämre i tre fall jämfört med deponering av jord; 1) utsläpp av joniserande strålning, 2) förbrukning av fossila resurser och 3) markanvändning. Orsaken är framförallt behovet av elanvändning i pyrolysen och behovet av att ersätta minskad fjärrvärmeproduktion från trädgårdsavfall med annan värmeproduktion.

Vår SFA, baserad på resultat från fältförsöket, visade att biokolbehandlad förorenad jord släpper ifrån sig betydligt mindre mängder av PAH och även mindre mängder av de flesta tungmetaller, så som Cd, Cu, Hg, Ni och Zn, över en 100-årsperiod jämfört med deponerad obehandlad jord. Däremot är läckaget av ämnen som kan förekomma i anjonisk form (As, Cr, Mo, V) större från den behandlade jorden sett över samma tidsperiod.

För anjoniska ämnen, och andra ämnen som biokolsbehandlingen inte hade någon synbar effekt på, blir graden av infiltration en starkt påverkande faktor. Sammantaget indikerade SFA:n att återanvändning av biokolbehandlad jord i urbana miljöer kräver ytterligare utredning, eftersom vissa aspekter fortfarande är oklara. Till exempel är den specifika användningen avgörande för hur mycket vatten som kommer att infiltrera genom jorden och därmed bidra till utlakningen av vissa metaller och halvmetaller. De potentiella effekterna på ekosystemets kvalitet och människors hälsa måste bedömas med hänsyn till platsspecifika förhållanden, liksom

koncentrationerna av föroreningar i den förorenade jorden och bakgrundskoncentrationerna av ämnen i omgivningen. Därför behövs fler exempel på verkliga fall där mer heltäckande risk-reduktionsbedömningar av åtgärden utförs, baserad på data från de platsspecifika tillämpningarna.

Sammanfattningsvis dras slutsatsen att biokolsbehandling av förorenad jord har stor potential att vara en miljövänlig och klimatsmart åtgärdsteknik för behandling av förorenad mark och jordavfall. Utförd på rätt sätt kan tekniken bidra till hållbar masshantering, resurseffektiv avfallshantering, minskat uttag av jungfruliga jordresurser för återfyllnad och minskad klimatpåverkan.

Publikationslista

Vårt projekt har gett upphov till en Syntesrapport, flera underlagsrapporter och fyra utkast till vetenskapliga publikationer, se nedan. I kursiv stil anges inom vilket arbetspaket (AP) som publikationen tagits fram och en kort förklaring till vad den innehåller.

Syntesrapport:

- Enell et al. (2020). Biokol - från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall, Syntesrapport, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2020-11-09. *En sammanställning och syntes av resultat och slutsatser från alla projektets arbetspaket.*

Underlagsrapporter:

- Flyhammar, P., Hermansson, S. och Ohlsson, Y. (2020), Biokol i lätt förorenade jordar, Kritiska juridiska frågeställningar, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2020-08-31. *Underlagsrapport från AP2 som beskriver juridiska frågeställningar som rör användning av biokol som behandlingsmetod för förorenad jord och jordavfall.*
- Gustafsson, N., Nilsson, E. och Enell, A. (2020). Rekommendationer inför fältstudie av biokol som åtgärdsteknik - vilket biokol är bäst? Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2020-07-09. *Litteraturstudie från AP1 som studerat hur tillverkningsprocessen och råvaran kan påverka biokolets egenskaper.*
- Sippel, F. (2020). A Comparative Assessment of the Availability and Suitability of different types of Biomass Feedstock in Skåne and Sweden for the Production of Biochar. *Underlagsrapport från AP3 som presenterar resultat från en mulikriterieanalys där organiska avfall identifierats och rankats för att undersöka utbudet av lämpliga råvaror för biokolsproduktion.*
- Enell, A., Tiberg, C., Larsson, M. och Berggren Kleja, D. (2019). Förädling av biokol för en effektivare användning som jordförbättrare i urban förorenad mark, Resultat och slutsatser från laboratorieförsök, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2019-09-06. *Del av labstudie inom AP1 där biokol framställda från olika organiska avfall undersökt med avseende på deras förmåga att fastlägga PAH och metaller.*
- Ertl, F. (2019). Summary of Different Types of Pyrolysis Concepts, PAMOJA Cleantech AB, Technical Review. *Underlagsrapport från AP3 som presenterar en screening av olika pyrolystekniker för tillverkning av biokol.*
- Norberg, E. (2019). Effekten av olika typer av biokol på metallers löslighet i förorenad urban jord. Uppsala universitet, Teknisk-naturvetenskapliga vetenskapsområdet, Geovetenskapliga sektionen, Institutionen för geovetenskaper. *Examensarbete/labstudie inom AP1 där biokol framställda*

från olika organiska avfall undersökts med avseende på deras förmåga att fastlägga metaller.

Vetenskapliga publikationer under bearbetning (In preparation; In prep.):

- Enell, A., Dahlin, S., Ekblad, A., Eriksson, U., Hallin, S., Jones, C., Berggren Kleja, D., Rijk, I. and Larsson, M., (*In Prep.*) A field study of biochar amended contaminated soil: Effects of biochar and peat amendments on freely dissolved concentrations of PAHs, bioavailability to grass and earthworms. *Manuskript från API, under bearbetning, som beskriver projektets fältstudie med fokus på biokolets effekter på organiska miljögifter.*
- Papageorgiou, A., Azzi, E. S., Enell, A. & Sundberg, C. (*In Prep./submitted Oct 2020*). Environmental life cycle assessment of using biochar produced from wood waste for soil remediation in Sweden *Manuskript från AP4, under bearbetning, som beskriver resultat och slutsatser från projektets miljösystemanalys.*
- Rijk, I., Jones, C., Hallin, S., Leroy, P., Dahlin, S., Enell, A., Berggren Kleja, D., Larsson, M. and Ekblad, A. (*In Prep.*) Effects of biochar and peat amendments on nitrogen cycling in polluted soil. *Manuskript från API, under bearbetning, som beskriver projektets fältstudie med fokus på biokolets effekter på kvävecykeln.*
- Tiberg, C., Enell A., Fröberg, M., Dahlin, S., Ekblad, A., Hallin, S., Jones, C., Larsson, M., Rijk, I., Sjöberg, V. and Berggren Kleja, D. (*In Prep.*) Effects of biochar and peat amendments on metal's solubility and bioavailability; uptake by grass and earth worms. *Manuskript från API under bearbetning, som beskriver projektets fältstudie med fokus på biokolets effekter på metaller.*

Projektkommunikation

Alla målgrupper som identifierats i projektets ansökan till RE:Source (diarienummer 2018-002148) har informerats löpande under projektets gång. De som tagit del av information, resultat och slutsatser från projektet har varit: 1) branschintressenter, så som Avfall Sverige och Nätverket Renare Mark, 2) myndigheter på olika nivåer så som Naturvårdsverket, länsstyrelser, kommuner, SGU och SGI, 3) biokolsproducent-intressenter så som Högdalen, Stockholm och NSR, Helsingborg, 4) projektmedlemmar i andra forskningsprojekt eller forskargrupper med intresse av biokol t ex. GRO-projektet, Chalmers och ”Från bäst till rest”-projektet, Lunds kommun samt forskare som verkar vid SLU, ORU och KTH, 5) konsulter och entreprenörer med intresse av biokolsbehandling av förorenad jord (t ex. Structor, Kemakta och Ragn-Sells).

Information, resultat och slutsatser från projektet har spridits genom en rad aktiviteter och kanaler:

Möten och presentationer

- Slutseminarium/workshop, öppet möte för alla intressenter; 2020-06-15.
- Referensgruppsmöte nr 2; 2020-04-03, och nr 1; 2019-05-10.
- Möte med Masshanterings-nätverket (ägarkommunerna till NSR); 2020-01-16.
- Presentation Litteraturstudie av Gustafsson och Nilsson i kursen Tillämpad miljövetenskap, Lunds universitet; 2019-01-17.
- Presentationer av AP1 på SGI: Mini-infon: Presentation av litteraturstudie, Gustafsson et al., 2019-01-21 och Presentation av Enell 2020-11-10, ”Är biokol lösningen på alla problem”; Teknikdiskussioner på Avdelningen Renare Mark 2019-10-28 och 2019-12-02; och Enheten för Markkemi, 2020-06-18 och 2019-09-09.
- Workshop mellan Dialoggruppen och AP2; SGI, Malmö, februari 2019.
- Seminarium vid Institutionen för Hållbar utveckling, miljövetenskap och teknik på KTH.
- Presentation av projektet och fältförsöket har gjorts för diverse besökande på NSR:s anläggning (t ex. Björneman Water AB, Eurofins, Eurowater, Fortum, Helsingborgs stad och övriga ägarkommuner till NSR, Länsstyrelsen Skåne, Sweco, WSP).
- AP4 har presenterat projektet för en affärsmodell-utvecklare för biokol inom Interreg-projektet Greater Bio (www.sbsub.se/greater-bio), där svenska och danska aktörer samverkar för att hitta lösningar på utmaningar inom bioekonomiområdet.

Web-sidor

- Projekthemsida: <http://projects.swedgeo.se/biokol/>
- SGI:s web: <https://www.swedgeo.se/sv/kunskapscentrum/var-forskning/aktuell-forskning/renare-mark/biokol/>

Konferenser:

- Nätverket Renare Marks vårmöte 2021: Inskickat abstract.
- Nätverket Renare Marks vårmöte 2020: Abstract och godkänd muntlig presentation. *På grund av Corona-pandemin ställdes dock Renare Marks vårmöte in.*
- AquaConSoil, Antwerpen 2019: Abstract, Poster

Notiser och nyhetsartiklar (populärvetenskapliga):

- Recycling (E-tidning), [Biokol gör jord mindre giftig](https://www.recyclingnet.se/) 2020-11-11 <https://www.recyclingnet.se/>
- Pressmeddelande 2020-11-10 från NSR och SGI, [Biokol gör jorden mindre giftig](#)
- Bioenergi (E-tidning) <https://bioenergitidningen.se> (2020-11-10), [Biokol kan användas för att sanera lätt förorenade jordar](#)
- LinkedIn, RE:Source-SIP, [Notis och länk till nyhet](#) på
- Twitter, 2020-11-10, <https://twitter.com/geotekniska>
- LinkedIn, SGI, 2020-11-10, <https://se.linkedin.com/company/swedish-geotechnical-institute>
- RE:Source-SIP <https://resource-sip.se>, 2020-11-10, [Biokol har stor potential att göra förorenad jord mindre giftig](#)
- Nyhet från SGI, 2020-11-09, [Biokol gör jorden mindre giftig](#)
- Avfall och Miljö nr 5:2020 (20-21) [Billig lösning för förorenad jord](#)
- EBH-bladet nr 2:2020 [Sökhundar och biokol – två steg på vägen mot hållbar efterbehandling?](#)
- Hbg Stories nr 3:2020 (48-52) <https://hbgstories.se/>

Utbildningar:

- Kunskapsförmedling till Masshanteringsgruppen Nordvästra Skåne (NSRs ägarkommuner), e-post från NSR 2020-11-12.
- Presentation av Sofie Hermansson på Mälarlänsutbildningen 2020, förorenade områden, 2020-11-05.

Referenser

- Arp, H.P.H., Lundstedt, S., Josefsson, S., Cornelissen, G., Enell, A., Allard, A.-S., Kleja, D.B., 2014. Native oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in historically contaminated soils from Sweden, Belgium, and France: Their soil-porewater partitioning behavior, bioaccumulation in *Enchytraeus crypticus*, and bioavailability. *Environ. Sci. Technol.* 48. <https://doi.org/10.1021/es5034469>
- Bielská, L., Kah, M., Sigmund, G., Hofmann, T., Höss, S., 2017. Bioavailability and toxicity of pyrene in soils upon biochar and compost addition. *Sci. Total Environ.* 595. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.230>
- Brunner, P.H., Rechberger, H., 2016. Handbook of material flow analysis : for environmental, resource, and waste engineers. <https://doi.org/10.1201/9781315313450-4>
- Cao, X., Ma, L., Gao, B., Harris, W., 2009. Dairy-Manure Derived Biochar Effectively Sorbs Lead and Atrazine. *Environ. Sci. Technol.* 43, 3285–3291. <https://doi.org/10.1021/es803092k>
- Crombie, K., Mašek, O., Sohi, S.P., Brownsort, P., Cross, A., 2013. The effect of pyrolysis conditions on biochar stability as determined by three methods. *GCB Bioenergy* 5, 122–131. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12030>
- de la Rosa, J.M., Rosado, M., Paneque, M., Miller, A.Z., Knicker, H., 2018. Effects of aging under field conditions on biochar structure and composition: Implications for biochar stability in soils. *Sci. Total Environ.* 613–614, 969–976. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.124>
- Denyes, M.J., Rutter, A., Zeeb, B.A., 2016. Bioavailability assessments following biochar and activated carbon amendment in DDT-contaminated soil. *Chemosphere* 144, 1428–1434. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.029>
- EBC, 2012. European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. European Biochar Foundation (EBC), Arbaz, Switzerland. Version 8.2E [WWW Document]. URL <http://www.european-biochar.org/en> (accessed 7.13.19).
- Enell, A., Azzi, E.S., Berggren Kleja, D., Dahlin, S., Ekblad, A., Flyhammar, P., Fröberg, M., Hallin, S., Hermansson, S., Jones, C., Landen, L., Larsson, M., Leroy, P., Ohlsson, Y., Papageorgiou, A., Rijk, I., Sorelius, A., Sundberg, C., Tiberg, C., 2020. Biokol - från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall, Syntesrapport, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2020-11-09.
- Enell, A., Lundstedt, S., Arp, H.P.H., Josefsson, S., Cornelissen, G., Wik, O., Berggren Kleja, D., 2016. Combining Leaching and Passive Sampling to Measure the Mobility and Distribution between Porewater, DOC, and Colloids of Native Oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in Historically Contaminated Soil. *Environ. Sci. Technol.* 50. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02774>

- Enell, A., Tiberg, C., Larsson, M., Berggren Kleja, D., 2019. Förädling av biokol för en effektivare användning som jordförbättrare i urban förorenad mark. Resultat och slutsatser från laboratorieförsök. Statens geotekniska institut, SGI, 2020-07-09. Linköping.
- Ertl, F., 2019. Summary of different types of pyrolysis concepts, PAMOJA Cleantech AB, Technical Review.
- European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability, 2012. Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information - First Edition.
- Gustafsson, N., Nilsson, E., Enell, A., 2020. Rekommendationer inför fältstudie av biokol som åtgärdsteknik - vilket biokol är bäst? Statens geotekniska institut, SGI, 2020-07-09. Linköping.
- Harter, J., Krause, H.-M., Schuettler, S., Ruser, R., Fromme, M., Scholten, T., Kappler, A., Behrens, S., 2014. Linking N₂O emissions from biochar-amended soil to the structure and function of the N-cycling microbial community. ISME J. 8, 660–674. <https://doi.org/10.1038/ismej.2013.160>
- Hilber, I., Bastos, A.C., Loureiro, S., Soja, G., Marsz, A., Cornelissen, G., Bucheli, T.D., 2017. The different faces of biochar: contamination risk versus remediation tool. J. Environ. Eng. Landsc. Manag. 25, 86–104. <https://doi.org/10.3846/16486897.2016.1254089>
- Josefsson, S., Arp, H.P.H., Kleja, D.B., Enell, A., Lundstedt, S., 2015. Determination of polyoxymethylene (POM) – water partition coefficients for oxy-PAHs and PAHs. Chemosphere 119, 1268–1274. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.102>
- Khan, S., Waqas, M., Ding, F., Shamshad, I., Arp, H.P.H., Li, G., 2015. The influence of various biochars on the bioaccessibility and bioaccumulation of PAHs and potentially toxic elements to turnips (*Brassica rapa* L.). J. Hazard. Mater. 300, 243–253. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.06.050>
- Kupryianchyk, D., Hale, S., Zimmerman, A.R., Harvey, O., Rutherford, D., Abiven, S., Knicker, H., Schmidt, H.-P., Rumpel, C., Cornelissen, G., 2016. Sorption of hydrophobic organic compounds to a diverse suite of carbonaceous materials with emphasis on biochar. Chemosphere 144, 879–887. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.055>
- Lausselet, C., Cherubini, F., Oreggioni, G.D., del Alamo Serrano, G., Becidan, M., Hu, X., Rørstad, P.K., Strømman, A.H., 2017. Norwegian Waste-to-Energy: Climate change, circular economy and carbon capture and storage. Resour. Conserv. Recycl. 126, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.07.025>
- Lehmann, J., Joseph, S., 2015. Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation. Taylor & Francis.

- Lian, F., Xing, B., 2017. Black Carbon (Biochar) In Water/Soil Environments: Molecular Structure, Sorption, Stability, and Potential Risk. *Environ. Sci. Technol.* 51, 13517–13532. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02528>
- McBratney, A., Field, D.J., Koch, A., 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma* 213, 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>
- Mutel, C., 2017. Brightway: An open source framework for Life Cycle Assessment. *J. Open Source Softw.* 2, 236.
- Naohiro, G., Ulhasanah, N., Kamahara, H., Hasanudin, U., Tachibana, R., Fujie, K., 2015. Material and Energy Flow Analysis. *Sustain. Assess. Renewables-Based Prod.*, Wiley Online Books. <https://doi.org/doi:10.1002/9781118933916.ch9>
- Naturvårdsverket, 2016. Hantering av massor i infrastrukturprojekt, Vägledning avfall i anläggningsarbeten.
- Naturvårdsverket, 2009. Riktvärden för förorenad mark, modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.
- Norberg, E., 2019. Effekten av olika typer av biokol på metallers löslighet i förorenad urban jord. Institutionen för geovetenskap vid Uppsala universitet och institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet.
- Oleszczuk, P., Zielińska, A., Cornelissen, G., 2014. Stabilization of sewage sludge by different biochars towards reducing freely dissolved polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) content. *Bioresour. Technol.* 156, 139–145. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2014.01.003>
- Papageorgiou, A., Azzi, E.S., Enell, A., Sundberg, C., n.d. Environmental life cycle assessment of using biochar produced from wood waste for soil remediation in Sweden.
- Salam, A., Bashir, S., Khan, I., Shahid Rizwan, M., Afzal Chhajro, M., Feng, X., Zhu, J., Hu, H., 2018. Biochars Immobilize Lead and Copper in Naturally Contaminated Soil. *Environ. Eng. Sci.* <https://doi.org/10.1089/ees.2018.0086>
- Singh, B.P., Hatton, B.J., Singh, B., Cowie, A.L., Kathuria, A., 2010. Influence of Biochars on Nitrous Oxide Emission and Nitrogen Leaching from Two Contrasting Soils. *J. Environ. Qual.* 39, 1224–1235. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0138>
- Sippel, F., 2020. A comparative assessment of the availability and suitability of different types of biomass feedstock in Skåne and Sweden for the production of biochar. PAMOJA, Cleantech AB.
- Sørmo, E., Silvani, L., Thune, G., Gerber, H., Schmidt, H.P., Smebye, A.B., Cornelissen, G., 2020. Waste timber pyrolysis in a medium-scale unit: Emission budgets and biochar quality. *Sci. Total Environ.* 718, 137335. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137335>
- Steubing, B., de Koning, D., Haas, A., Mutel, C.L., 2020. The Activity Browser —

- An open source LCA software building on top of the brightway framework. *Softw. Impacts* 3, 100012. <https://doi.org/10.1016/j.simpa.2019.100012>
- Stockholm vatten och avfall, 2017. Biokol – för ett grönare Stockholm [WWW Document]. URL <http://www.stockholmvattenochavfall.se/biokol>
- Trakal, L., Komárek, M., Száková, J., Zemanová, V., Tlustoš, P., L. Trakal J. Száková, V. Zemanová, P. Tlustoš, M.K., 2011. Biochar application to metal-contaminated soil: evaluating of Cd, Cu, Pb and Zn sorption behavior using single- and multi-element sorption experiment. *Plant Soil Env.* 57, 372–380.
- Verbruggen, E.M.J., 2012. Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity; RIVM report 607711007/2012.
- Volchko, Y., Rosén, L., Jones, C., Viketoft, M., Herrman, A., Dahlin, S., Kleja, D.B., 2018. The Updated Version of SF Box: A method for soil quality classification as a basis for applicable site-specific environmental risk assessment of contaminated soils. Technical Note.
- Wang, J., Xiong, Z., Kuzyakov, Y., 2016. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy* 8, 512–523. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- Zama, E.F., Reid, B.J., Arp, H.P.H., Sun, G.X., Yuan, H.Y., Zhu, Y.G., 2018. Advances in research on the use of biochar in soil for remediation: a review. *J. Soils Sediments* 18, 2433–2450. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2000-9>
- Zhang, H., Lin, K., Wang, H., Gan, J., 2010. Effect of *Pinus radiata* derived biochars on soil sorption and desorption of phenanthrene. *Environ. Pollut.* 158, 2821–2825. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2010.06.025>
- Zhang, X., Wang, H., He, L., Lu, K., Sarmah, A., Li, J., Bolan, N.S., Pei, J., Huang, H., 2013. Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 8472–8483. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1659-0>