

Deponiåtervinning, Pilotförsök - urgrävning av biocellreaktor, NSR, Helsingborg

Landfill exploration, Pilot study - excavation of biocell reactors at NSR, Helsingborg

Eric Rönnols, Niclas Svensson, Nils Johansson



Med stöd från:



**STRATEGISKA
INNOVATIONS-
PROGRAM**

Förord

Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) har sedan 2013 ett samarbete med Linköpings Universitet beträffande deponiåtervinning (eng: landfill mining).

Föreliggande pilotprojekt har genomförts av en projektgrupp med deltagande från NSR, Linköpings Universitet och Rönnols Miljökonsult. Som projektledare har Eric Rönnols fungerat.

Titel på projektet – svenska
Deponiåtervinning, Pilotförsök urgrävning av biocellreaktor, NSR, Helsingborg
Titel på projektet – engelska
Landfill exploration, pilot study excavation of biocell reactors at NSR, Helsingborg
Universitet/högskola/företag
Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) och Linköpings Universitet
Adress
251 89 Helsingborg
Namn på projektledare
Eric Rönnols
Namn på ev övriga projektdeltagare
Håkan Olsson och Magnus Kronvall, NSR, Joakim Krook, Nils Johansson, Niclas Svensson, Linköpings Universitet, Samuel Svensson, Lunds Universitet (ex-jobbare)
Nyckelord: 5-7 st
Landfill mining, deponiåtervinning, biocellreaktor, återvinning, metaller, resursanvändning

En förutsättning för projektets genomförande har varit ett nära och väl fungerande deltagande av driftpersonal på NSR:s anläggning i Helsingborg. Håkan Olsson, avdelningschef, har styrt och samordnat användningen av lämplig maskinutrustning för grävning, siktning och torkning av materialet. Magnus Kronvall, maskinförare, har utfört större delen av den fysiska hanteringen av avfallet (t. ex. siktning och vägning), Magnus Sterner och Leo Pekkala har utfört provtagningar på avfall och lakvatten och Kjell Fredriksson har följt upp gasproduktion och mätt t. ex. metan- och syrehalt under urgrävningarna.

Tack vare praktisk medverkan i fältarbetet av Samuel Svensson inom ramen för hans examensarbete vid Lunds Universitet har vissa kompletterande karaktäriseringar av utsorterat avfall kunnat genomföras (torkning, tvättning, handsiktning m m) vilket bidragit till ny kunskap inom området.

Fluxsense AB har genom Jerker Samuelsson planerat och genomfört emissionsmätningarna kring urgrävningen, vilka gett både ny värdefull metodkunskap och konkreta data beträffande utsläpp till luft vid deponiåtervinning.

Niclas Svensson, Linköpings Universitet, har ansvarat för modellberäkningarna beträffande förväntat ekonomiskt utbyte och klimateffekter av urgrävning av biocellreaktorn. Underlagsdata till modelleringen har tagits fram i det praktiska arbetet med urgrävning och behandling av avfallet.

Pilotprojektet har delfinansierats av Energimyndigheten (43 %) inom ramen för programmet ”Strategiskt innovationsprogram RE:Source”. Övriga finansiärer är Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR), Linköpings Universitet (LiU) och Rönnols Miljökonsult AB.

Slutrapporten har sammanställts av Eric Rönnols, projektledare, tillsammans med Niclas Svensson, LiU och Nils Johansson, KTH (tidigare LiU).

Helsingborg 15 maj 2017

Eric Rönnols

Projektledare, ”Deponiåtervinning, pilotförsök urgrävning av biocellreaktor, NSR”

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Summary	6
Inledning och bakgrund	7
Deponier som problem och resurs	7
Miljöpåverkan från deponier	7
Filborna avfallsdeponi – ett typexempel	8
Tidigare forskning	8
Projektets målsättning	9
Genomförande	9
Biocellreaktor 2001 (BCR01)	10
Pilotförsök 2016/2017	12
Urgrävning	12
Datainsamling, fältarbetet	13
Behandling av urgrävt avfall	13
Provtagning, före och efter behandling	15
Utsläppsmätningar till luft	16
Gasuttag	16
Lakvatten	16
Resultat och diskussion	17
Utvärdering av tillämpad teknik för urgrävning/sortering	17
Utvärdering av lokal miljöpåverkan från pilotprojektet	19
Utsläpp till luft	19
Lukt?	21
Gasuttag	22
Lakvatten	23
Avfallskaraktärisering	24
Avfallets bränslevärde	25
Kemisk sammansättning, urgrävt avfall	27
Ekonomisk analys och beräknad klimatpåverkan, urgrävning av BCR01	29
Analysverktyg, modell	29
Beräkning av materialvärden och värde av frigjord mark	30
Global miljöpåverkan, klimatpåverkan	31
Resultat i relation till tidigare forskning/kunskapsläge	32
Slutsatser och nyttiggörande	36
Nästa steg	37
Projektkommunikation	37
Referenser	38
Bilagor	40

Sammanfattning

Vad ska göras med de miljontals ton hushålls- och verksamhetsavfall som vi de senaste 50 åren lagt på hög? Ska deponierna bara sluttäckas och glömmas? Sannolikt kommer många deponier att kräva tillsyn under ytterligare minst 50-100 år?

Kan "deponiåtervinning" vara en metod för utnyttjande av avfall som en resurs samtidigt som vi minskar klimat- och miljöpåverkan? Vad krävs för att deponiåtervinning ska vara ekonomiskt realistiskt? Kan avfallet utgöra en framtida råvaruresurs? Vilket värde har återvunnen deponimark?

I föreliggande pilotprojekt har ett praktiskt försök med urgrävning och behandling av ca 800 m³ avfall från en biocellreaktor hos NSR i Helsingborg genomförts och ekonomiskt och miljömässigt utvärderats.

Pilotprojektet har visat att deponiåtervinning kan utföras med utrustning som normalt finns tillgänglig på större avfalls- och återvinningsanläggningar.

Modellberäkningar visar att den ekonomiska vinsten i deponiåtervinning i detta fall inte ligger i materialvärdet utan i värdet av "återvunnen mark".

Den största enskilda kostnadsposten är förbränning av den fraktion som inte kan materialåtervinnas. Storleken av denna fraktion bör därför minimeras (genom t ex. torkning). "Jordfraktionen", ca 60 % av det sorterade avfallet, måste kunna utnyttjas som konstruktionsmaterial om ett projekt ska vara realistiskt.

Från klimatsynpunkt är deponiåtervinningen övervägande positiv. Den stora miljövinsten består av att framtida utsläpp av metan från deponerat avfall undviks.

Miljöeffekterna lokalt av urgrävningen/behandlingen (lukt, lakvatten, metan-emissioner) har i projektet visats bli små/försumbara.

Projektets fokus på urgrävning av biocellreaktorer innebär att resultaten bör vara intressanta även internationellt, bl a i sammanhang där nya biocellreaktorer kan vara ett alternativ till "dump sites" eller förbränning av osorterat avfall.

Pilotprojektet visar också hur deponiåtervinning, tekniskt och institutionellt, behöver modifieras/förbättras för att bli ett realistiskt alternativ till traditionell sluttäckning av deponier.

- Från teknisk synpunkt krävs att kvaliteten på jordfraktionen förbättras och får acceptans hos berörda myndigheter.
- För bränslefraktionen krävs att ekonomiskt försvarbara metoder för torkning/stabilisering utvecklas.
- De institutionella ramarna måste anpassas så att t ex klimatnyttan av deponiåtervinning värderas korrekt.

NSR kommer att utnyttja erfarenheterna till att ta fram tekniska lösningar för urgrävning, siktning, torkning och förbättring av kvaliteten hos både jord- och bränslefraktionen.

Summary

What to do with the millions of tons of solid waste put on landfills during the last 50 years? Should the landfills just be covered and forgot? If so, many landfills will probably need aftercare at least for another 50 – 100 years.

Can landfill mining be a method for turning waste into a resource, and at the same time reduce climatic and environmental impact?

This pilot project is a practical test with landfill mining and treatment of some 800 m³ of waste from a biocell reactor at NSR in Helsingborg. The test has been evaluated from a technical, economic and environmental point of view.

The pilot project has shown that landfill mining and processing of previously disposed waste in principle can be managed with machinery normally available at a major waste recycling plant.

The performed Calculations show that the positive economic value for landfill mining of a biocell reactor comes primarily from the increased value of recovered land and not the recovered material.

The most important cost was shown to be incineration of the burnable waste fraction from the recovery process. Therefore, this fraction should be minimized.

The soil fraction, approximately 60 % of the sorted waste, needs to be acceptable for use in constructions, if a project shall become economically viable.

From climatic point of view, landfill mining is in principle positive due to reduction of emissions of greenhouse gases if the waste would have remained deposited.

The local environmental effects from landfill mining were shown to be small in the pilot study (insignificant levels of odors, low noise, insignificant water pollution, and nuisance to neighbors).

Since the project focuses on a a biocell reactor, the results of mining practices might be interesting also internationally where biocell reactors can as a concept be a feasible replacement option to open "dump sites" or incineration plants for unsorted waste.

The pilot project also indicates how technology for landfill mining can be improved and the need of institutional changes to make landfill mining a realistic alternative to traditional closing of landfills:

- The soil fraction should be improved in quality to be acceptable as an alternative construction material.
- Economically viable methods for drying the burnable fraction should be developed.
- The institutional framework needs to be adjusted in a way that also values reduction of greenhouse gas emissions.

NSR will use the experiences from the pilot project to improve technical solutions for landfill mining, sieving and drying of recovered waste and also to improve the quality of the recovered fractions.

Inledning och bakgrund

Deponier som problem och resurs

Deponering av avfall var tidigare en vedertagen metod för kvittblivning av bl a hushållsavfall i Sverige. Under 1990-talet uppgick den deponerande mängden hushållsavfall till mer än 1 000 000 ton/år. Genom ändrad lagstiftning, införande av avfallsskatt (2000), ökad satsning på material- och energiåtervinning och deponiförbud för organiskt avfall (2005/08) har deponering av hushållsavfall idag i det närmaste upphört, under 2014 deponerades endast ca 59 000 ton hushållsavfall (NV, 2016).

Däremot finns miljontals ton deponerat kommunalt avfall kvar i upplag/deponier med varierande kvalitet beträffande skydd för människor och miljön. Enligt Avfall Sverige täcker avfallsdeponierna i Sverige en sammanlagd yta i storleks-ordningen 25 km², fördelad på hundratals enskilda objekt (Avfall Sverige, 2009). Större deponier var av historiska skäl ofta lokaliserade i närheten av de tätorter de betjänade. Idag har många tätorter vuxit ytmässigt så att deponierna kan utgöra hinder för fortsatt utbyggnad av bostads- och verksamhetsområden. I andra fall kan deponierna innebära risker för störningar i känsliga natur- och vattenmiljöer.

Dessa förhållanden innebär att gamla deponier idag i många fall utgör planeringshinder. Tidigare deponerat avfall innehåller även material som idag skulle kunna utgöra råvaror för ny produktion, bränsle för energiåtervinning eller konstruktionsmaterial. Flera motiv finns således för deponiåtervinning.

Den praktiska kunskapen för hur urgrävning och resursutvinning kan ske ur tidigare deponerat, kommunalt avfall är i dag dock begränsad och behöver förbättras. Även kunskaperna om kostnader och miljöproblem kring själva urgrävningen och behandlingen av uppgrävt kommunalt avfall är liten.

Uppskattningar av värdet på återvunnet material bygger på antaganden och beräkningar som inte verifierats genom tillräckligt stora pilotförsök.

Miljöpåverkan från deponier

Deponier påverkar miljön på både kort och lång sikt. Lokal påverkan kan vara utsläpp av föroreningar till yt- och grundvatten, påverkan på mark- och växtskiktet, hälsorisker för djur och människor m m. I ett större perspektiv orsakar processerna i deponerat avfall en långvarig emission av klimatpåverkande gaser (i huvudsak metan) när organiskt avfall bryts ned anaerobt.

Filborna avfallsdeponi – ett typexempel

Nordvästra Skånes Renhållning har i Helsingborg en av Sveriges största avfallsdeponier, med totalt över 10 miljoner m³ avfall, som deponerats under mer än 50 år. Avfallet är delvis nedbrytbart och kommer att under lång tid generera metan och lakvatten som kräver omhändertagande.

Deponin ligger inom ett expansivt industriområde med stigande markvärden där ett mer effektivt utnyttjande av marken är högst önskvärt. NSR har därför ett behov av utveckling av metoder för att i större skala kunna gräva ut och återvinna deponerat avfall och skapa utrymme för andra verksamheter inom området.

Tidigare forskning

Deponiåtervinning är en företeelse som i praktiken och i forskningen fortfarande är i sin linda. Storskalig deponiåtervinning är ovanligt. Deponiåtervinning genomförs i regel i liten skala som testutgrävningar, där en mindre mängd avfall grävs upp och processas. Avfallet brukar ofta processas med enkel teknik som finns tillgänglig på plats (Krook et al., 2012): det uppgrävda avfallet siktas vanligen, i vissa fall kombinerat med magnet för utsortering av järnskrot. I dessa tidigare pilotförsök har framförallt deponiernas materialsammansättning (Hull et al., 2005; Cossu et al., 1996; Hogland et al., 2004), teknisk prestanda/sorteringseffektivitet (Dickinson, 1995; Quaghebeur et al., 2013) och miljö- och hälsorisker (Cossu et al., 1995; EPA, 1997) analyserats.

Tidigare utvärderingar (Quaghebeur et al., 2013; Zhou et al., 2014) har visat på stor potential i deponiåtervinning; det finns stora mängder plast, brännbart, metaller och konstruktionsmaterial i deponierna som skulle kunna nyttiggöras. Många av dessa utvärderingar baseras dock på labb-analyser vars praktiska tillämpning är oklar. Till exempel när materialsammansättningen har bestämts så har smuts som medföljer på materialfraktionerna ej uppmärksamats, vilket bidrar till allt för höga redovisade andelar av potentiellt värdefulla material. Samtidigt är det svårt att genom konventionell sorteringsteknik få ut materialfraktioner med den kvalitet marknaden kräver (Johansson et al., 2017). Därför finns det ett stort behov av att testa nya innovativa tekniska lösningar som kan hantera de utmaningar som följer av att avfallet legat begravt under en längre tid. Ett behov finns även att på djupet analysera materialfraktionerna som sorteras fram och beskriva fraktionernas renhet, kvalitet och marknadsbarhet.

I takt med att miljöfrågor i allmänhet och klimatpåverkan i synnerhet blir allt viktigare har potentiella fullskaliga projekt utvärderats utifrån ett miljöperspektiv. Resultaten från dessa utvärderingar är mångtydiga, de flesta visar på positiva klimatkonsekvenser (Frändegård et al., 2013; Van Passel et al., 2014; Jones et al., 2013; Jain et al., 2014; Danthurebandara et al., 2015) medan ett fåtal visar på mindre besparingar eller till och med negativa klimateffekter (Winterstetter et al., 2015; Laner et al., 2016). Gemensamt för dessa klimatutvärderingar av potentiella, fullskaliga operationer är dock att de vilar på en mängd olika antaganden. Väsentlig kunskap om till exempel hur en utgrävning påverkar metangasutsläppen från en deponi saknas. Detta gör att utvärderingarna blir osäkra. Med tanke på att deponier

är en stor källa till metangasutsläpp är sådan kunskap viktig för att kunna utvärdera klimatpåverkan på ett trovärdigt sätt.

Det som dock i regel stoppar deponiåtervinning från att realiseras i stor skala och förklarar att det ofta fastnar i små testförsök, är avsaknad av ekonomisk lönsamhet. Kostnaderna för uppgrävning och återvinning av det tidigare deponerade materialet överstiger intäkterna från återvinningsförfarandet (Dickinson, 1995; Fisher & Findlay, 1995; Van Passel et al., 2013; Frändegård et al. 2015). Men lönsamheten i deponiåtervinning påverkas till stor del av de institutionella villkoren. Till exempel har Frändegård et al. (2015) visat att skattekostnaderna för att återdeponera eventuellt avfall efter processen kan representera 30 - 50 % av de totala kostnaderna i ett deponiåtervinningsprojekt.

Tidigare ekonomiska utvärderingar har även visat att vissa platsspecifika förutsättningar och alternativa kostnader till och med kan göra deponiåtervinning lönsamt (Wagner & Raymond, 2015). För att förstå mer om kostnader och intäkter i deponiåtervinning finns det ett behov av att analysera det ekonomiska utfallet av potentiella utgrävningar av olika typer av deponier, som till exempel de tidigare utforskade biocellreaktorerna. Man bör även titta närmare på hur de institutionella förutsättningarna relaterar till deponiåtervinning av en sådan utgrävning.

Projektets målsättning

Målsättningen med förprojektet är att:

- I pilotskala testa tekniker för urgrävning, sortering/behandling och återvinning av blandat hushålls- och verksamhetsavfall,
- Bedöma värdet hos från avfallet producerade råvaror, bränsle och konstruktionsmaterial till industrin
- Testa och bedöma behovet av specifika skyddsåtgärder för att undvika lokala miljöproblem vid ”landfill mining”,
- Beräkna den långsiktiga miljövinsten och minskningen av utsläpp av växthusgaser till följd eliminering av deponerat avfall.

Förprojektet syftar till att skapa underlag för beslut om fortsatt satsning på utveckling av teknik för miljöanpassad deponiåtervinning.

Genomförande

Varje deponi är unik. Avfallssammansättning i dagens deponier varierar beroende från vilken tidsepok de härstammar, avfallslämnare, fördelning mellan hushålls- och verksamhetsavfall, förekomsten av specifika industrier i upptagningsområdet, vilken service som funnits beträffande återvinning, hur avfallet förbehandlats och hur deponin byggts upp. För deponiåtervinning har därför erfarenheter från studier på andra deponier framförallt ett värde beträffande teoretiska ”angreppssätt”, tekniska lösningar, modellering av data, och värdering av miljökostnader men mer begränsat värde när det gäller att bedöma det ekonomiska värdet i deponiåtervinningen.

Detta gäller i hög grad detta fall som berör en biocellreaktor, en typ av deponi/behandling som tidigare inte har uppmärksammats inom forskningen av deponiåtervinning.

Biocellreaktor 2001 (BCR01)

BCR01 byggdes under 2001 som en del av NSR:s satsning på biologisk behandling av restavfall från hushåll och industri. Reaktorn anlades på en uppbyggd botten av lera, med en täthet och funktion som motsvarar kraven på bottentätning och geologisk barriär under en deponi. I miljöprövning av anläggningen 2007 har cellerna godkänts som underlag för framtida deponering av icke farligt avfall genom att miljödomstolen medgav avsteg från kravet på geologisk barriär i anslutningen mot tidigare deponidelar.



Figur 1. Lerbotten till BCR01 under uppbyggnad (2001)

BCR01 fylldes under perioden mars 2001 - oktober 2002 med 136 000 ton förbehandlat avfall (79 000 ton restavfall från hushåll och 57 000 ton industriavfall). Genom sönderdelning, optimering av fukthalt och inkapsling skapades förutsättningar för en snabb, anaerob nedbrytning och gasproduktion.



Figur 2. BCR01 efter inläggning av avfall och inkapsling med tätduk (oktober 2002)

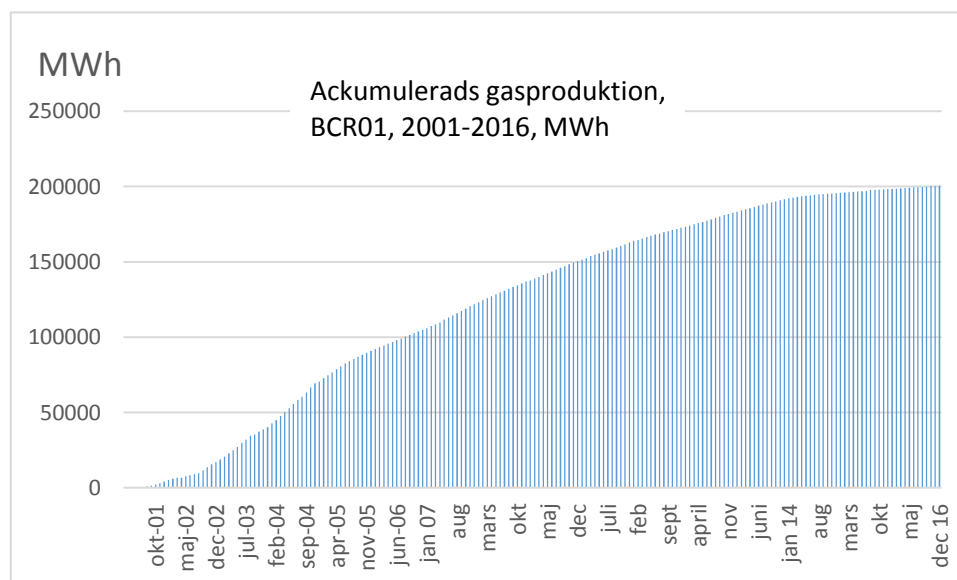
Målsättningen vid projektets start var att kunna ta ut ca 160 Nm³ biogas/ton behandlat avfall, motsvarande ca 85 000 MWh, vilket bedömdes vara den från praktisk/teknisk synpunkt utvinnbara mängden biogas från aktuellt avfall under en rimlig behandlingstid (3-7 år). Reaktorn skulle därefter tömmas och utnyttjas för

behandling av nytt avfall. Den förväntade ”massbalansen” för BCR-driften framgår av Tabell 1 (Meijer, Björnsson, 2005).

Tabell 1. Bedömd massbalans för BCR01, förväntad fördelning i vikt-% av inkommande mängd avfall efter nedbrytningsprocessen.

Material/produkt	In (%)	Ut (%)	Kommentar
Inkommande till BCR	100		Restavfall efter mekanisk sortering och sönderdelning
Biogas		20	Till värme-, el- eller fordonsbränsle
Koldioxid, vatten		10	Från efterkompostering, stabilisering, torkning
”Ymp” till ny BCR		3	Bakteriekultur för snabb uppstart ny reaktor
Material/bränsle		30-40	I huvudsak avfallsbränsle
Jordprodukter		20	Konstruktions/täckmaterial
Deponirest		10-20	Till intern deponi

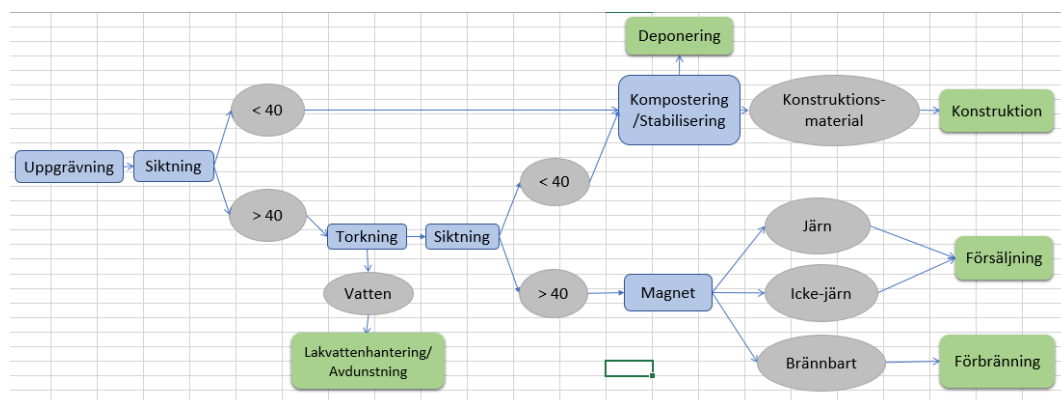
Uttag av deponigas har därefter skett kontinuerligt. Av diagrammet nedan, **Figur 3**, framgår att den förväntade energimängden (ca 85 000 MWh) utvunnits redan efter ca 4 år och att gasproduktionen därefter fortsatt i avklingande takt i ytterligare 10 år. Uppföljningen visar att i storleksordningen 300 Nm³ biogas kunnat utvinnas per ton behandlat avfall i biocellreaktorn. Det höga, sammantagna gasuttaget är en indikation på att avfallet stabiliserats väl och att risken för störningar i form av lukt och gasemissioner i samband med en utgrävning bör vara relativt liten. Gasuttaget uppgår idag till ca 40 Nm³/h.



Figur 3. Ackumulerad gasproduktion för BCR01, 2001 - 2016

Pilotförsök 2016/2017

Pilotförsöket har genomförts praktiskt under perioden november 2016 till april 2017 och omfattade urgrävning och behandling av ca 800 m³ avfall från biocellreaktor 1 (BCR01) inom NSR Återvinningsanläggning Helsingborg (Filborna). Processteg, se Figur 4



Figur 4. Processteg i pilotprojektet 2016-2017

Urgrävning

I den aktuella cellen (BCR01) har ett schakt tagits upp till djupet 6 meter under tätduken. Schaktning gjordes i tre nivåer för att ge underlag för bedömning av om karaktären på materialet varierade med djupet. Det totala djupet i BCR01 är >10 meter. På grund av nedbrytning och kompaktering av materialet uppgår sättningsarna i cellen till mer än 2 meter, se sektionsritningar i **bilaga 2**. Hela cellen beräknas idag rymma ca 140 000 m³.

Urgrävning och sortering har genomförts med teknik anpassad till utnyttjande av normala entreprenadmaskiner:

- Bandgrävare, Volvo 210
- Bandschaktare, Cat 963
- Hjullastare, Volvo L90H
- Dumpers, Volvo A25C
- Trumsikt, Doppstadt 518



Figur 5. Pågående urgrävning, BCR01, 14 december 2016

För att lösgöra och före fram avfall till grävaren utnyttjades en mindre bandschaktare vilket var viktigt för kapaciteten i urgrävningen.

Datainsamling, fältarbetet

Maskinförare förde dagbok med fältanteckningar beträffande maskintyp, hanterade mängder, arbetade timmar och i vissa fall även bränsleförbrukning. Exempel på fältdatablad, se **bilaga 3**.

Volymvikten hos avfallet i BCR01 bestämdes som kvoten mellan vikten hos urgrävt avfall och volymen av schaktgropen, se **bilaga 2**.

Dagboken gjorde det möjligt att få verksamhetsnära uppgifter om nedlagd arbetstid per moment, bränsleförbrukning, kapacitet och materialflöden i pilotstudien. Denna information användes sedan för att sammanställa information om kostnader och utsläpp från pilotutgrävningen.

Behandling av urgrävt avfall

Urgrävt avfall har behandlats genom siktning i två steg med mellanliggande torkning och vändning av avfallet under tak.

Efter testning konstaterades att siktning med trumsikt, med 40 mm såll, fungerade bra för att separera avfallet i en fin- och en grovfraktion.



Figur 6. Siktning av uppgrävt avfall i två fraktioner (säll 40 mm).

De två fraktionerna efter siktning vägdes och flyttades till en täckt box (10 x 30 m) för viss torkning/stabilisering. Båda fraktionerna vändes två gånger i boxen under torkningsperioden (12 januari – 9 mars 2017).

Under perioden mättes temperaturen i materialet 2-3 ggr i veckan, som underlag för bedömning av om materialet fortfarande kunde betraktas som biologiskt aktivt. Mätningarna utfördes med ett mätspjut på olika nivåer under avfallsträngarnas yta.

Efter siktning nummer 2 av fraktionen >40 mm vägdes de olika fraktionerna för bestämning av viktninskning under torkningsperioden.



Figur 7. Fraktionen >40 mm omsiktas efter att materialet torkats i box ca 2 månader.

Provtagning, före och efter behandling

Urgrävt avfall har analyserats före och efter de olika behandlingsstegen.

Före behandling analyserades prover från 2, 4 och 6-metersnivån under markytan med avseende på fukthalt, kemisk sammansättning och värmevärde.

Efter siktning 1 analyserades ”jordfraktionen” (<40 mm) beträffande fukthalt, kemisk sammansättning (metaller, näringsämnen, salter), PAH och lakningsegenskaper. ”Bränslefraktionen” (>40 mm) analyserades beträffande kemisk sammansättning fukthalt och värmevärde.

För att bestämma det uppgrävda materialets sammansättning genomfördes plockanalyser tillsammans med Envir AB, som är specialiserade inom området. Sammanlagt sorterades ca 300 kilo av avfallet från fraktionen >40 mm (bränslefraktionen). Avfallet delades upp i 12 fraktioner; plast, papper, trä, textil, gummi, övrigt brännbart (tex blöjor och bindor), järnhaltig metall, aluminium, koppar, inert material (tex sten, keramik och glas), farligt avfall (tex tjärpapp), elektronik och finfraktion. Avfallet sorterades för hand vid 2 arbetsstationer. För sorteringsarbetet används skyddsutrustning som armerade handskar och munskydd, se Figur 8.



Figur 8. Plockanalys på fraktionen >40 mm utfördes hos Envir AB

Delar av plockanalyserade fraktionerna torkades i ugn (105 grader) för bestämning även av fraktionernas torrsvikt. Genom tvättning av de torkade fraktionerna bestämdes även föroreningshalten hos de olika materialfraktionerna.

Efter torkning och siktning 2 analyserades den återstående bränslefraktionen beträffande fukthalt, kemisk sammansättning och värmevärde. Fraktionen <40 mm efter siktning 2 analyserades beträffande kemisk sammansättning och lakningsegenskaper.

En manuell siktning av jordfraktionen genomfördes för att bestämma materialets kornstorleksfördelning och materialsammansättning. Målet var att försöka få en uppfattning om i vilka storleksfraktioner metallerna huvudsakligen förekommer. Siktningen skedde under 15 minuter i en uppsättning siktar med öppningarna 32 mm, 16 mm, 8 mm, 4 mm, 2 mm och 1 mm. Fraktionerna granskades sedan för bedömning av förekomst av metallfragment. Fraktionen 1-2 mm tvättades med syftet att underlätta sortering.

Utsläppsmätningar till luft

Före och under den aktiva urgrävningen gjordes in situ mätningar av metanemissionen från hela avfallsanläggningen av företaget Fluxsense med FTIR-teknik (infraröd spektrometer). Kvantifiering av emissionen gjordes genom att spårgas med känt flöde släpps vid källan och simultana koncentrationmätningar av metan och spårgas görs i plymen från utsläppskällan.

Under själva urgrävningen mättes även metanhalterna i omgivningsluften i vindriktningen i direkt anslutning till urgrävningsområdet (Fluxsense, 2017), se **bilaga 4**.

Gasuttag

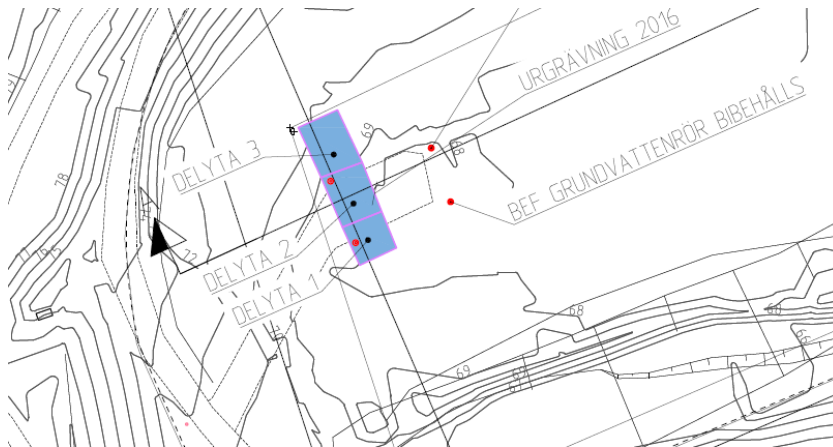
Deponigasuttaget från biocellreaktorn följdes genom avläsning av flöde, metan- och syrehalt i reglerstation RB13 under urgrävningen. Uttagssystem, se även **bilaga 2**.



Figur 9. Befintligt uttagssystem för biogas från BCR01. Ledningar från olika delar och nivåer sammanförs till en reglerstation (RB13).

Lakvatten

I anslutning till provschakten finns grundvattenrör nedförda 10-12 meter i biocellreaktorn.



Figur 10. Placering av grundvattenrör som utnyttjats för kontroll av lakvattnet i BCR01före, under och efter urgrävning.

Vattennivåer, konduktivitet, pH och temperatur mättes i fält före, under och efter urgrävningen. Prover togs även i rören för analys av vattnets kemiska sammansättning och för att spåra eventuell påverkan orsakad av urgrävningen.

Resultat och diskussion

Utvärdering av tillämpad teknik för urgrävning/sortering

Den maskinella utrustningen för urgrävningen fungerade tillfredsställande. I försöket utnyttjades en grävare, en bandschaktare och två dumpers. Med det korta transportavståndet från schakt till uppläggningsplats för siktning, blev grävarens kapacitet styrande för ”urgrävnings-hastigheten”. En teknik som visade sig vara kapacitetshöjande var att nyttja en bandschaktare för att maka fram avfallet till grävaren, som därigenom kunde lasta upp kontinuerligt.

Efter avbaning av täckmassor och friläggning av tätduken över avfallet grävdes ett schakt ned till max 6 meters djup. Urgrävt avfall lastades på dumper och transporterades till upplagsplats före siktning. Av 52 dumperslass vägdes 20 på anläggningens internvåg. I tabell 2 finns en sammanställning över mängden urgrävda massor.

Tabell 2. Sammanställda data från dagboksblad beträffande urschakta mängder avfall från BCR01, 14 – 15 december 2016

Datum	Förare	Antal lass	medelvikt (antal vägda)	Totalt (ton)	Anm
161214	Lars Erik	7	7 360 (4)	51,5	Dumper A25C
161214	Sofia	8	8 870 (4)	71,0	Dumper A25C
161215	Lars-Erik	19	10 660 (6)	202,5	Dumper A25C
161215	Sofia	18	10 360 (6)	186,5	Dumper A25C
161214	Magnus	6 prov	2 620 (6)	15,7	Hjullastare, liftdumper
Summa urgrävd mängd avfall 14-15 dec 2016				527,2	Urgrävd volym 810 m ³
Beräknad volymvikt, urgrävt avfall				0,65	ton/m ³

Den urgrävda volymen beräknades från inmätning av överytan och djupet i respektive del av schakten till 810 m³. Volymvikten för urgrävt avfall har beräknats till 0,65 ton/m³.

Kostnaderna för urgrävning och behandling av avfallet med testade metoder har beräknats från nedlagd maskintid och uppgrävd och behandlad avfallsmängd. Beräkningar och resultat redovisas i **bilaga 6**. De viktigaste resultaten sammanfattas i nedanstående tabell.

Tabell 3. Beräknade kostnader per arbetsmoment vid piloturgrävning av BCR01

Arbetsmoment	Maskinutrustning	Kostnad, kr/ton	Anm
Urgrävning	Bandgrävare Bandschaktare Dumper,	74 kr/ton	Kapacitet ca 53 ton/h, Uppgrävd mängd ca 530 ton
Siktning 1	Trumsikt, Doppstadt, 40 mm såll Hjullastare	47 kr/ton	Kapacitet ca 48 ton/h. Siktad mängd ca 530 ton. Utomhus.
Torkning	Hjullastare Box	16 kr/ton	2 månader i box, 2 vändningar. Behandlad mängd ca 460 ton
Siktning av grövre fraktionen, efter torkning	Trumsikt, Doppstadt, 40 mm såll Hjullastare	91 kr/ton	Kapacitet 25 ton/h. Siktad mängd ca 201 ton. Från box.
Intern flytt av massor	Dumpers, hjullastare	67 kr/ton	Till och från siktning och vägning
Total behandlings- kostnad, pilotförsöket		231 kr/ton	Lägre kostnad i ett fullskale- projekt pga bättre logistik etc

I ett fullskaleprojekt bedöms att hanteringskostnaderna per ton behandlat avfall kan reduceras väsentligt genom effektivare urgrävningsteknik och logistik. Bl a bedöms att ”djupschaktningen” i pilotförsöket tar betydligt längre tid än en storskalig schaktning från en större yta, vilket bedöms kunna fungera miljömässigt. Torkning/stabilisering/viktreduktion av BCR-avfallet bör kunna ske utomhus i

strängar. Försöken visar att behandlingen i biocellreaktorn i stort sett eliminerat risken för luktstörningar. Se vidare nedan under miljöbedömningar.

I scenariot med ett fullskaleprojekt har ansatts att behandlingskostnaden bör kunna reduceras med minst 20 % i relation till pilotprojektet.

Utvärdering av lokal miljöpåverkan från pilotprojektet

Tänkbara risker för lokal miljöpåverkan av ett landfill mining projekt är i huvudsak utsläpp till luft (metan, luktspridning), påverkan på vatten, buller och störningar kopplade till den trafik projektet genererar.

I detta fall har urgrävning och behandling av avfallet skett inom avfallsanläggningen, vilket innebär att avståndet till bostäder och andra verksamheter är betryggande beträffande buller från maskiner och fordon.

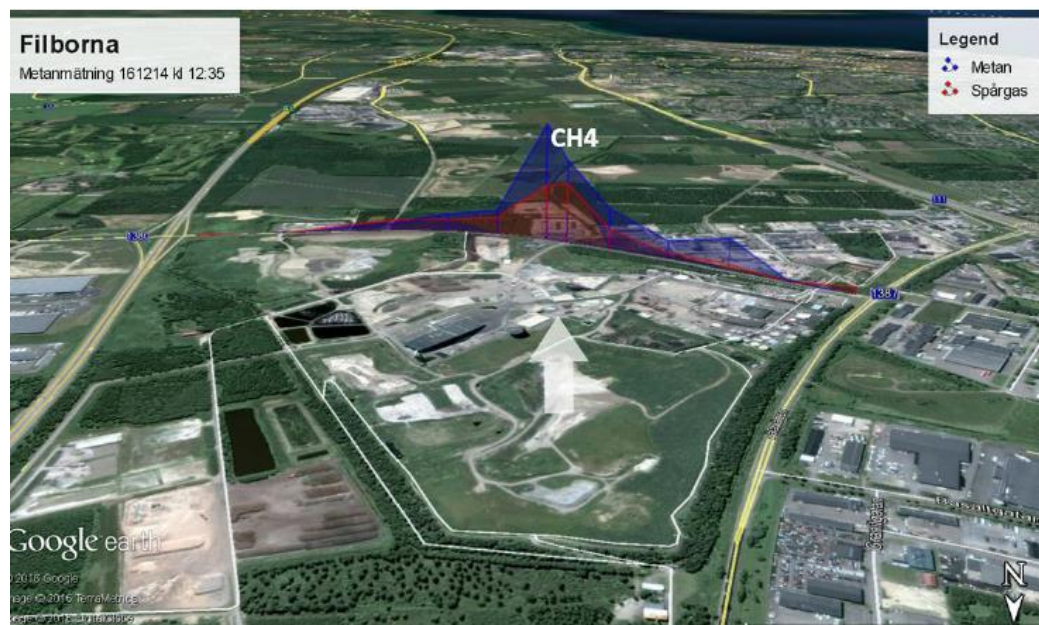
Utsläpp till luft

I fråga om utsläpp till luft saknas i princip tidigare kvantitativ kunskap om effekten vid landfill mining.

I projektet har därför testats möjligheterna att mäta avgången av gas (metan) orsakad av urgrävning, transport och behandling av urgrävt avfall.

Mätningarna har utförts av Fluxsense AB, med hjälp av spårgasteknik och mätning av halter i omgivningsluften i vindriktningen från utsläppspunkten.

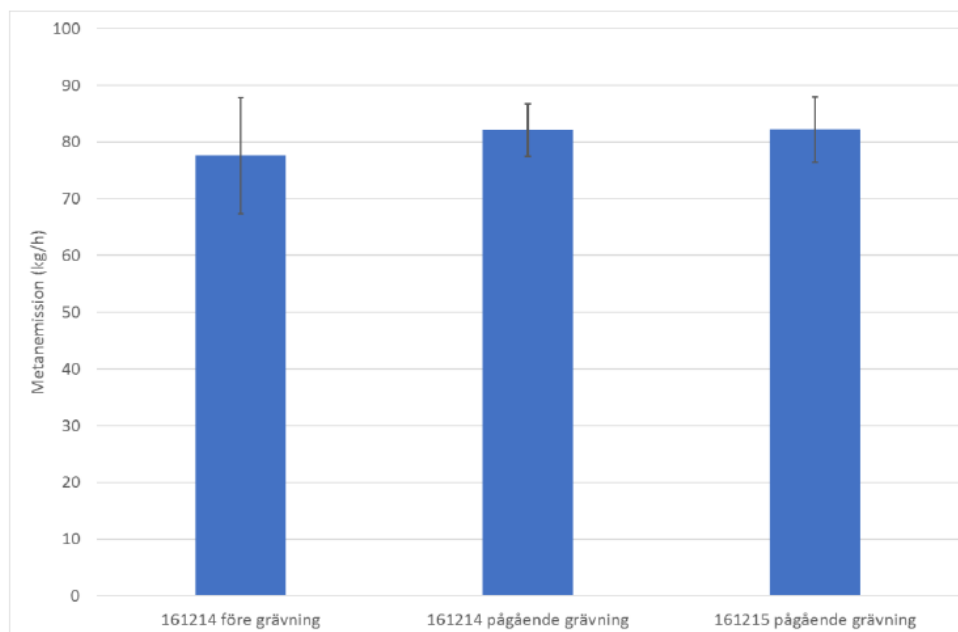
Nedanstående bild visar ”utsläppsplymen” från avfallsanläggningen kl 12 35 den 14 december 2016, innan utgrävning i BCR01 påbörjades. Plymen avspeglar det ”normala” läckaget från anläggningen (i huvudsak deponi, biogasanläggning och mellanlager för biogödsel).



Figur 11. Uppmätta halter av metan och spårgas i den plym som utbildas i vindriktningen från anläggningen.

Under utgrävningarna gjordes två nya plymmätningar (kl 15:40 – 16:10 den 14 december och kl 13:20 – 14:40 den 15 december).

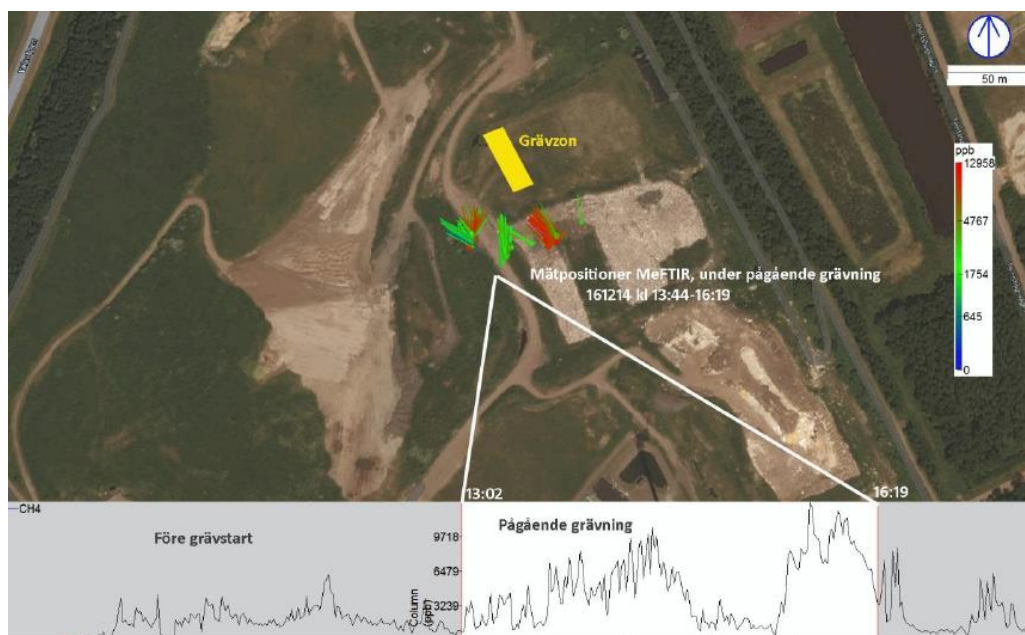
Resultaten indikerar att metanemissionen från anläggningen ökat marginellt i samband med det aktiva grävarbetet, från 77,6 (+/-10,2) kg/h till omkring 82,2(+/-5,7) kg/h. Uppmätt ökning ligger inom respektive mätseries variabilitet (Fluxsense, 2017).



Figur 12. Uppmätt metanemission i vindriktningen från Filborna före och under pågående pilot-urgrävning av BCR01.

Mätningar av metankoncentration i omgivningsluften i närområdet till urgrävningen (i vindriktningen från området) gjordes före, under och efter avslutad grävning den 14 och 15 december. Resultaten från mätningarna visar att det går att påvisa en viss emissionshöjning från den aktiva grävfasen. Samtidigt visar resultaten att emissionen snabbt klingar av när den aktiva grävningen upphör, vilket indikerar att emissionen i huvudsak kommer från själva hanteringen av avfallet och inte från schaktet som sådant. Se Figur 13. Resultaten kan tolkas som att emissionerna i huvudsak kommer från inkapslad gas i materialet som frigörs vid hanteringen och inte från aktiv nedbrytning i cellen.

Från praktisk synpunkt innebär detta att i den mån åtgärder för att minska emissioner från urgrävning bedöms nödvändiga bör dessa fokusera på att i möjligaste mån ”bygga in” de första stegen i behandlingen.



Figur 13. Resultat av koncentrationsmätningar av metan i vindriktningen från urgrävningen före, under och efter aktiv grävning (14 december 2016)

Resultaten av försöksmätningarna med spårgasteknik visar att det kan vara en lämplig metod för att beräkna storleksordningen på emissioner från ett pågående landfill mining projekt.

Tekniken kan även utnyttjas för läcksökning över ett större område, t ex en avfallsanläggning. En sådan kartering kan utnyttjas som underlag för beslut om nödvändiga förbättringsåtgärder på t ex uttagssystem för deponigas.

Mätmetoder och resultat redovisas närmare i utredningsrapporten (Fluxsense, 2017), se **bilaga 4**.

Lukt?

En av farhågorna kring pilotförsöket med urgrävning av biocellreaktorn var risken för störande lukt till omgivningen. För att minimera denna risk begränsades arean på urgrävningsområdet och NSR åtog sig att snabbt återtäcka schakten om störningar skulle uppstå.

Erfarenheterna från försöket visar att inga luktproblem uppstod vare sig på anläggningen eller i omgivningen. Inga klagomål eller noteringar från vare sig den interna eller externa luktpanelen som regelbundet rapporterar luktoobservationer relaterade till NSR inkom under försöken.

Några olfaktometriskas luktmätningar gjordes inte, men observationer på plats under urgrävning, transporter, siktning och torkning visar att samtliga behandlingssteg kunnat genomföras utan lukstörningar. Att lukt inte utgjort något problem kan sannolikt förklaras av att nedbrytningen av lättflyktiga ämnen, inklusive svavelväte, varit i det närmaste fullständig under behandlingen i biocellreaktorn. Resultaten överensstämmer med tidigare mätning av gasbildningspotentialen i BCR-avfallet

2014 (Karlsson, Åslund, 2014). Mätningarna visade att gasbildningspotentialen i avfallet då i princip var förbrukad.

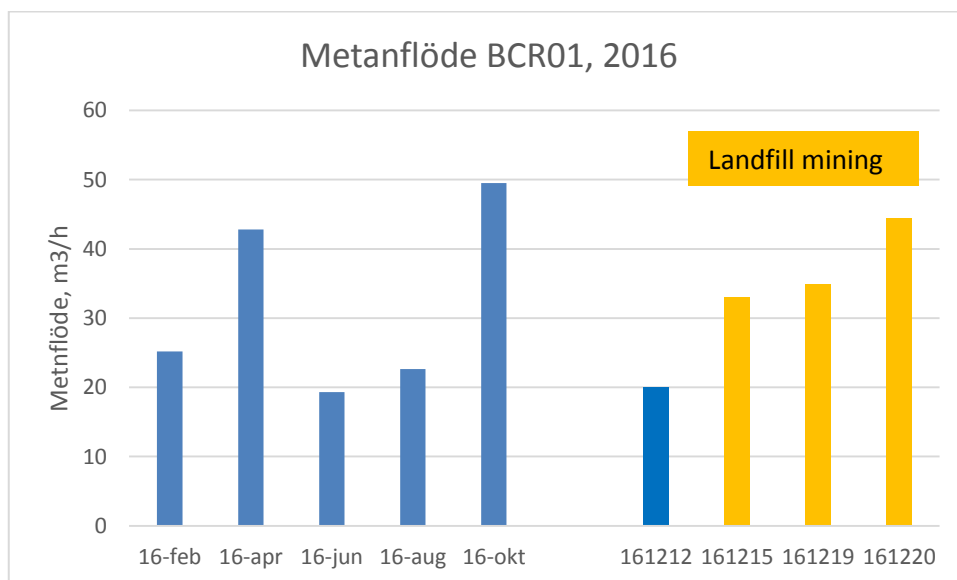
Från praktisk synpunkt visar resultaten att efterbehandlingen av urgrävt avfall från biocellreaktorerna (torkning, stabilisering, efterkompostering) sannolikt kan ske relativt öppet utan risk för luktstörningar, vilket har stor betydelse bl a kostnads-
mässigt vid projekt i full skala.

Gasuttag

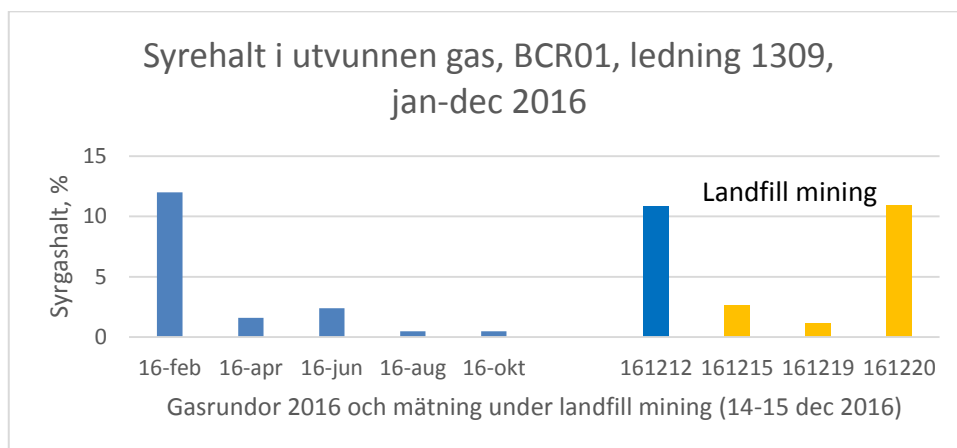
För att kontrollera om grävningen påverkade gasuttaget från cellen mättes gasflöde, metanhalt, syrehalt och undertryck i urtagsledningarna från cellen under en period före, under och efter urgrävningen. Till reglerstationen för BCR01 (RB13) är 13 separata uttagsledningar kopplade, vilka tar gas från olika delar och djup i cellen. I reglerstationen styrs undertrycket i varje ledning separat för att optimera uttaget och suga gas från de delar av cellen som är aktiva. För att minska risken för inläckage av syre skedde inget uttag ur den del av systemet som förväntades kunna påverkas av grävningen. Uttagssystemet illustreras i Figur 9 och på ritningar i **bilaga 2**.

Urgrävningen 14-15 december gav ingen mätbar effekt i form av sänkt uttag metan eller ökat inläckage av syre i systemet. Variationerna i uttagen gasmängd under försöksperioden ligger inom samma intervall som variationerna under året som helhet. Se Figur 14 och Figur 15. Fältdata från gasrundor och kontrollmätningar under pilotprojektet, se **bilaga 8**.

För planering av en fullskalig urgrävning indikerar resultaten att det bör vara möjligt att styra gasuttaget från cellen på sådant sätt att kvaliteten på gasen inte påverkas nämnvärt under urgrävningen. Berörda ledningar kan kopplas bort successivt och uttaget från övriga ledningar kan styras efter metan- och syrehalt.



Figur 14. Mätning av metanflöde från BCR01 2016 och under pilotförsöket.



Figur 15. Mätningar av syrgashalt i uppsamlad gas under 2016 och under pilotprojektet.

Lakvatten

Lakvattenflödet genom cellen är litet pga cellens konstruktion med lertätad botten och inkapsling med tätduk. I ett tidigare skede av behandlingen i biocellreaktorn kunde vatten tillföras via ett särskilt inlagt bevattningssystem under tätduken, för att optimera fukthalten och nedbrytningen av avfallet.

Prover på lakvatten togs i samband med urgrävningen från två rör i anslutning till schakten. Prov togs före, under och efter avslutad urgrävning. Ett syfte med provtagningen var att se om kvaliteten på lakvattnet påverkades av förändringarna från anaerobi till potentiellt aeroba förhållanden i den öppna schakten genom kontakten med luft. Bl a kan pH och lösligheten för olika metaller påverkas av oxidationsförhållandena,

I Tabell 4 redovisas vissa av analysresultaten från utförda provtagningar.

Tabell 4. Analysresultat på vatten från rören BCR2 och BCR3, i anslutning till utförd piloturgrävning.

	161213 Före urgrävning		161216 Under pågående urgrävning		170505 Efter urgrävning och återfyllning		Anm
(mg/l)	BCR2	BCR3	BCR2	BCR3	BCR2	BCR3	
pH	8,4	8,4	9,1	8,7	8,3	8,3	Mätt i fält
Kond, mS/m	2 960	2 840	2 910	2 880	3 190	2 790	Mätt i fält
Susp	86	34	140	77	140		
Alk	17 000	11 000	18 000	15 000	18 000	14 000	
klorid	2 600	2 800	2 800	3 200	2 800	2 900	
Sulfat	<10	<10	<10	<10	1,5	24	
TOC	2 400	2 400	2 200	2 400	2 400	2 100	
BOD7	410	380	270	280	600	490	
NH4-N	2 500	2 400	2 600	2 500	2 800	2 000	
NO2+NO3-N	<0,50	<0,20	<0,50	<0,20	<0,10	<0,10	
Tot-N	3 600	3 600	2 400	4 200	4 200	3 400	

Fosfor	41	42	37	38	51	36	
Järn	33	24	61	23			
Arsenik	0,049	0,087	0,068	0,080			
Bly	0,044	0,023	0,041	0,027			
Kadmium	<0,0010	<0,0010	0,0061	0,0064			
Kobolt	0,068	0,055	0,074	0,057			
Koppar	0,15	0,17	0,10	0,046			
Krom	0,72	1,3	0,63	1,4			
Hg	0,00015	<0,00010	0,00029	0,00011			
Nickel	0,35	0,38	0,34	0,39			
Tenn	0,43	0,31	0,29	0,29			
Zink	0,45	0,38	0,44	0,29			

Analyserna indikerar inte att grävningen skulle ha påverkat lakvattnet i cellen. Vid samtliga provtagningar visar analysresultaten att det råder anaeroba förhållanden i cellen. Det oorganiska kvävet föreligger t ex uteslutande i form av ammonium. Halterna av nitrat och nitrit är under detektionsgränsen, trots att totalhalten kväve genomgående är över 2 000 mg/l.

pH i lakvattnet ligger mellan 8,3 och 9 och metallhalterna är genomgående relativt låga, trots att totalhalterna i avfallet i vissa fall är höga (bly, koppar, krom, nickel). De låga halterna i lakvattnet överensstämmer med resultaten från laktesterna som genomgående visat att lakbarheten för metaller i avfallet är låg.

Avfallskaraktärisering

Karaktären hos avfallet har förändrats under behandlingen, framförallt genom nedbrytning av organiskt material. Avfallet till behandling i biocellreaktorer undersöktes genom plockanalyser vid starten 2001/2002 (Meijer och Björnson, 2005).

I ett examensarbete 2014 (Karlsson, Åslund, 2014) togs prover på dåvarande material i BCR01 på olika nivåer för bedömning av sammansättning, bränslevärde och biogaspotential.

I pilotförsöket 2016/2017 har plockanalyser genomförts på den grövre fraktionen av uppgrävt avfall (>40 mm). Utsorterade fraktioner har även torkats för att få materialfördelningen per kg TS. Slutligen har ett försök med tvättning av fraktionerna genomförts för en bedömning av andelen föroreningar (i huvudsak finmaterial/jord) i respektive fraktion (del av examensarbete, Svensson, 2017).

I Tabell 5 sammanfattas de olika karaktäriseringar som gjorts på avfallet i BCR 01.

Tabell 5. Karaktärisering av avfallet från BCR01, dels före inläggning (2001/2002), dels efter behandling.

Material	Avfallssammansättning				
	2001/2002	2014	2017	2017	2017,
			Fraktion >40 mm, efter siktning 1*)		
	före in-läggning	våt vikt	våt vikt	efter torkning 105 °C	efter tvättning/torkning
	Vikt-%	Vikt-%	Vikt-%	Vikt-%	Vikt-%
Papper	22,7	3,4	11,7	8,5	9,6
Trä	11,1	9,1	20,7	15,4	17,3
Plast, gummi	15,7	16,4	28,1+1,3	32,0+1,9	19,2+1,3
Textil	6,0	5,0	2,1	1,8	1,7
Matavfall	25,9	0,8	0	0	0
Övrigt brännbart			8,4	6,2	6,7
Metall (Fe+Al+Cu)	4,6	3,0	4,6+0,5+0,1	7,5+0,7+0,1	4,1+0,7+0,1
Elektronik	0,2	0,2	0,7	1,2	0,7
Farligt avfall	0,2	0,2	0,5	0,7	0,4
Inert avfall	7,3	7,6	6,1	9,8	6,1
Finfraktion < 15	6,3	39,6	15,2	14,3	32,5
Schaktmaterial	-	14,5			

*) Fränsiktad fraktion, <40 mm utgjorde ca 50 % av urgrävt material

Analyserna visar bl a:

- Allt matavfall har brutits ned,
- Ca hälften av pappersfraktionen har brutits ned,
- Ca hälften av ”plasten” utgörs av föroreningar (jord, mm),
- Andelen metaller i behandlat avfall (>40 mm) utgör ca 5 %, varav <1% är ”non ferrous”, dvs aluminium, koppar etc,
- Jord-kompostfraktionen utgör efter siktning och behandling ca 60% av urgrävd mängd avfall,
- Andelen brännbart material i det uppgrävda avfallet uppgår till endast ca 25 %. Av fraktionen >40 mm utgör det brännbara ca 50% (beräknat efter tvättning/torkning).

Envirs rapport från plockanalysen finns i **bilaga 7**.

Avfallets bränslevärde

Analyserna visar att bränslevärdet hos uppgrävt avfall är lågt. Siktning och torkning kan öka bränslevärdet och även minska askhalten, men effekten har i utförda tester varit begränsad. Orsakerna till de genomgående låga bränslevärdena hos avfallet i leveranstillstånd är den höga fukthalten och det höga innehållet av obrännbart (askhalten).

Tabell 6. Bränsleanalyser (Eurofins) på urgrävt och behandlat avfall.

	Rikvärden	140404	140404	140404	170127	170127	170214	170315
	KVV Filborna	>16mm, 3 m	>16 mm 4,5 m	>16 mm, 6 m	0-6 m blandprov	>40 mm siktn 1	>40 mm siktn 1	>40 mm siktn 2
Fukthalt, %	<50	48	59	58	44,6	50,5	53,4	47,2
Askhalt, % TS		57,6	43,9	23,9	46,7	54,7	38,5	30,8
Askhalt lev. , %	(10-30)	29,9	17,9	10	26,9	27,1	17,9	16,1
Eff värmevärde lev tillstånd, (MWh/t)	>2	0,91	1,1	1,8	2,3	1,9	1,7	2,7
Eff värmevärde torrt prov, (MWh/t)		2,3	3,6	5,1	4,7	4,5	4,5	5,7

Grön ruta = kraven för mottagning till förbränning vid KVV Filborna, Öresundskraft uppfylls

Försöken med framtagning av en brännbar fraktion från urgrävt avfall från BCR01 visar att siktning och torkning kan öka värmevärdet till en från förbrännings-synpunkt acceptabel nivå.

Siktningen sänker även askhalten vilket är positivt från effektivitetssynpunkt och minskar mängden bottenaska. Hanteringen av bottenaska innebär idag en kostnad och ett hanteringsproblem för alla kraftvärmeverk som utnyttjar avfall som bränsle. Blandat hushålls- och industriavfall genererar i storleksordningen 20-30 % bottenaska, beroende på hur väl inkommande avfall är sorterat. Försöken visar att förbehandling av uppgrävt avfall från BCR01 bör kunna sänka askhalt till i storleksordningen 15 %.

Vid behandling av avfallet i biocellreaktor har en för biologisk aktivitet optimal fukthalt eftersträfvats, vilket påverkar avfallets lämplighet för förbränning i leveranstillstånd. Försöken visar att fortsatt utveckling av landfill mining-tekniken bör fokusera på sänkning av bränslefraktionens fukthalt. I försöket skedde torkning i en box med tak genom vändning ett antal gånger. Hanteringen inomhus motiverades av risken för lukt, men bedöms samtidigt ha hämmat torkprocessen jämfört med om uppläggning i strängar kunnat ske utomhus.

Erfarenheterna visar att det nedbrutna och siktade avfallet från BCR01 i princip är luktfritt och bör kunna hanteras utomhus i strängar på samma sätt som kompostering av trädgårdsavfall sker idag.



Figur 16. Uppläggning av de båda fraktionerna (mindre resp större än 40 mm) inomhus i boxar för torkning/viktninskning.

Kemisk sammansättning, urgrävt avfall

Den kemiska sammansättningen hos finfraktionen av urgrävt/siktat avfall 2014 respektive 2016/2017 jämförs nedan med halterna hos inlagt hushålls- och industriavfall 2001/2002 och med olika riktvärden för användning av massorna för konstruktionsändamål.

Tabell 7. Avfallets kemiska sammansättning före inläggning, jämfört med halter i finfraktionen (<40 mm) efter behandling och vissa riktvärden från Naturvårdsverket.

Ämne (mg/kg TS)	Hush avfall 2001/ 2002	Ind avfall 2001/ 2002	2014 mv 3 prov	170126 mv 2 prov	170310	170310	Riktvärde för kon- struktion ¹	Riktvärde för deponi- täckning	MKM
Anm			(<16 mm)	(<40 mm)	(<40 mm torkat i box)	(<40 mm, utsiktat från >40 mm)	NV Handbok 2010:1		NV Rapport 5976, 2008
Fukthalt (%)	44	69	47	47	45,1	48,1	-	-	-
Glödförlust (%)				43,5	27,1	68,1	-	-	-
Fosfor (%)	0,2	0,1		0,3	0,4	0,18	-	-	-
Arsenik	2,6	3,5	14	9,1	12	11	10	10	25
Kadmium	0,49	1,2	0,9	0,90	2,3	0,74	0,2	1,5	15
Krom	12,1	52	68	190	170	130	40	80	150
Koppar	268	238	550	760	1300	270	40	80	200
Kvicksilver	0,17	0,25	1,2	0,17	0,18	<0,098	0,1	1,8	2,5
Bly	28	88	193	150	260	600	20	200	400
Nickel	10,1	50	53	150	210	90	35	70	120
Zink	502	637	1063	1180	1800	880	120	250	500
PAH(16)				20	34	26,5			45 (L+M+H)
Klorid	4200	850							
Sulfat	6990	29600							

Tabell 8. Resultat av laktester på jordfraktionen (<40 mm), jämfört med vissa riktvärden.

Ämne (mg/kg TS)		2017-03-10 BCR <40 mm, torkat i box	2017-01-26 BCR<40 mm, samlingsprov efter siktning 1	Riktvärde för konstruktion ¹ (NV 2010:1)	Ex plats- specifika riktvärden, bullervall NSR
		L/S10 l/kg (mg/kgTS)	L/S10 (mg/kgTS)	L/S10 l/kg (mg/kgTS)	L/S=10 l/kg (mg/kgTS)
Arsenik		0,093	0,14	0,44	1,4
Kadmium		<0,0040	<0,0040	0,01	0,06
Krom		<0,050	0,066	0,26	1,6
Koppar		0,45	0,41	0,64	2,5
Kvicksilver		<0,0013	<0,0013	0,01	0,03
Bly		<0,050	<0,050	0,33	1,5
Nickel		0,72	0,93	0,62	3
Zink		0,67	1,1	2,6	16
Klorid		2 100	2 400	11000	-
Sulfat		10 000	10 000	8500	-

Analyserna visar att metallhalterna per kg TS i jordfraktionen hos urgrävt avfall generellt är högre än i avfallet vid inläggning, vilket förklaras med den nedbrytning av organiskt avfall som skett i biocellreaktorn. För vissa metaller är halterna relativt höga (bly, koppar, krom, nickel, zink), vilket kan innebära att användning av massorna kan kräva en platsspecifik bedömning. I en sådan bedömning vägs in vilken typ av risker som är relevanta på föreslagen plats för användning av

massorna. Om risken för påverkan på yt- eller grundvatten är styrande blir laknings-egenskaperna viktigare än totalhalterna. Som framgår av tabell 7 ovan är metallerna i regel hårt bundna till materialet, vilket betyder att urlakningen blir låg trots relativt höga totalhalter.

Ekonomisk analys och beräknad klimatpåverkan, urgrävning av BCR01

Analysverktyg, modell

Data från urgrävning, sortering och behandling av avfallet har utnyttjats som underlag för att analysera ett tänkt storskaligt projekts ekonomiska utfall och dess positiva och negativa bidrag till global miljöpåverkan. För analysen utnyttjades ett modelleringsverktyg där förutom fältdata även olika parametrar för kostnader och klimatpåverkan från bränslen, jungfrulig resursutvinning, transporter, m m utnyttjades.

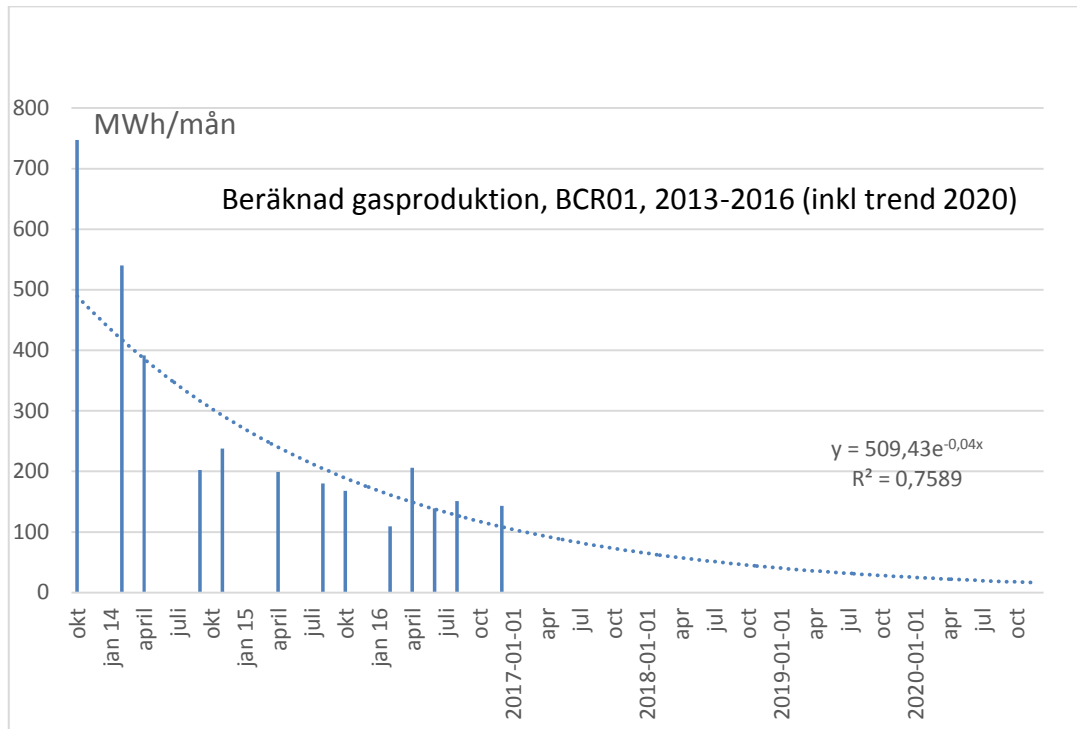
För att kunna bedöma resultaten så har de jämförts med vad som skulle hända om BCR01 efter avslutad gasutvinning bedömts utgöra en deponi och sluttäckts.

”Undvikna kostnader” utgörs i modellen av kostnader som skulle uppstå om deponiåtervinning inte skulle ske. Dessa består i huvudsak av sluttäckningskostnader, lakvattenbehandling, gasuppsamling och deponiskatt för kvarvarande material.

En viktig parameter är om en användbar ”jordfraktion” kan tas fram eller om finfraktionen måste deponeras. I resultatkapitlet så undersöker vi vilka effekter som en eventuell deponering skulle få ekonomiskt och miljömässigt.

I den ekonomiska analysen har fokus varit att bedöma utfallet för NSR som enskild aktör. Inga samhällsekonomiska kalkyler har gjorts. Data till den ekonomiska analysen är framtagna av NSR, med utgångspunkt i pilotförsöken och drifterfarenheter från anläggningen (Rönnols, Olsson, NSR, 2017). Indata, se **bilaga 5**.

Beräkningar av klimatpåverkan har gjorts i form av en livscykelanalys av ingående material och den energi som behövs eller genereras via behandlingen av det uppgrävda avfallet. I de fall användbar energi eller material har genererats av behandlingen så har vi använt systemexpansion och räknat med att andra resurser undviks att produceras vilket därmed genererar en nytta för systemet. För förbränning har vi antagit att fjärrvärme från avfall och el från svensk medelmix har ersatts. För metaller antas att jungfrulig produktion av metaller med låg kvalitet ersätts. Bakgrundsdata för material och energi kommer ifrån databasen Ecoinvent (cf. Wernet et al, 2016). För beräkningar av framtida metanutsläpp från BCR01 om urgrävning inte sker har statistik från NSR använts, se Figur 17.



Figur 17. Uppmätt gasproduktion från BCR 2013 - 2016, samt trend för avklingning t o m 2020 (anm. avvikande mätvärde okt 16 har uteslutits)

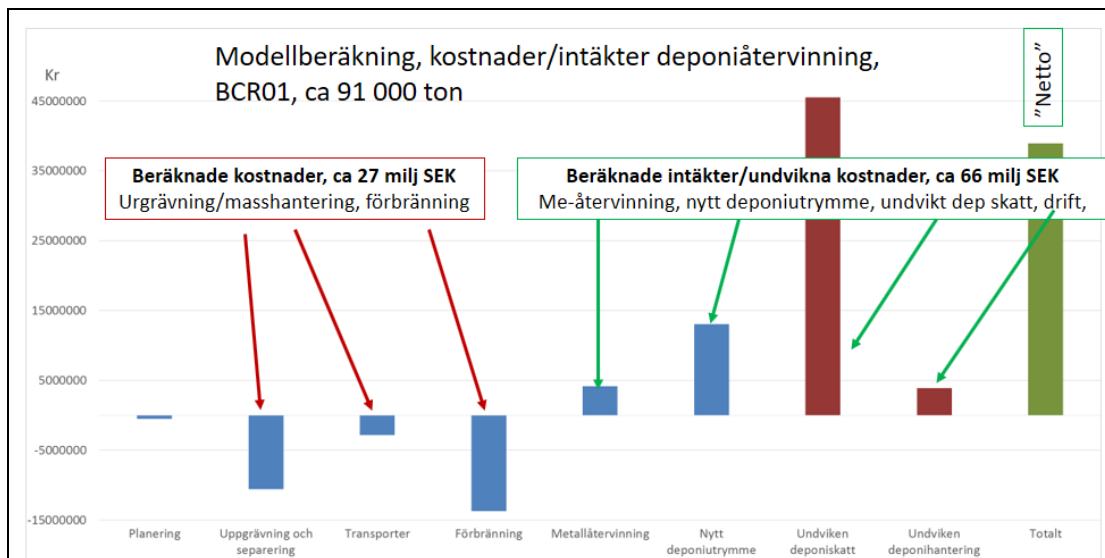
Aktiv användning av gasen har antagits komma att ske i 10 år till. För materialet som används som konstruktionsmaterial antas att dessa stabiliseras aerobt före användning och att återstående nedbrytning blir liten och i huvudsak genererar koldioxid.

Beräkning av materialvärden och värde av frigjord mark

Nedan presenteras resultaten från den ekonomiska analysen (figur 18). De dominerande kostnaderna är uppgrävning, siktning och förbränning. Den senare kostnaden är beroende av bränslekvalitén efter separeringen och påverkas därför av de tidigare stegen i processen.

De poster som genererar mest intäkter är att det skapas nytt deponiutrymme samt att BCR01 via projektet undviks att omklassas till deponi och att deponiskatt därmed undviks. Sammantaget leder detta till undvikta kostnader för NSR i storleksordningen av 39 miljoner kronor. Dock är detta beroende av att den utsiktade fraktion som inte går till förbränning går att använda som konstruktionsmaterial på NSRs anläggning.

Om vi istället antar ett värsta fall där hela denna fraktion behöver återdeponeras så kommer projektet istället att innebära en totalkostnad på 55 miljoner kronor. Kostnaden utgörs i detta fall deponiskatt och att mindre nytt deponiutrymme genereras, eftersom bara fraktionen som går till förbränning undviker deponering. Det är med andra ord kritiskt att få en kvalitet på den utsiktade fraktionen som medger användning internt eller externt.



Figur 18. Ekonomiskt utfall av urgrävning/deponiåtervinning av BCR01. Analysen är gjord med data från förstudien som grund. De blå staplarna är direkta kostnader/intäkter för deponiåtervinningen, de röda är undvikta kostnader då BCR01 inte blir deponi och slutligen visar den gröna stapeln det totala sammanslagna ekonomiska resultatet.

Global miljöpåverkan, klimatpåverkan

Klimatpåverkan för det uppskalade projektet visas i Figur 19. Då det är en förhållandevis stor andel plast i den brännbara fraktionen (ca 20% efter tvättning/torkning) och vi antar att den ersätter energi som till största del ej är fossilbaserad så leder förbränningen till att vi får ett nettoutsläpp av klimatgaser.

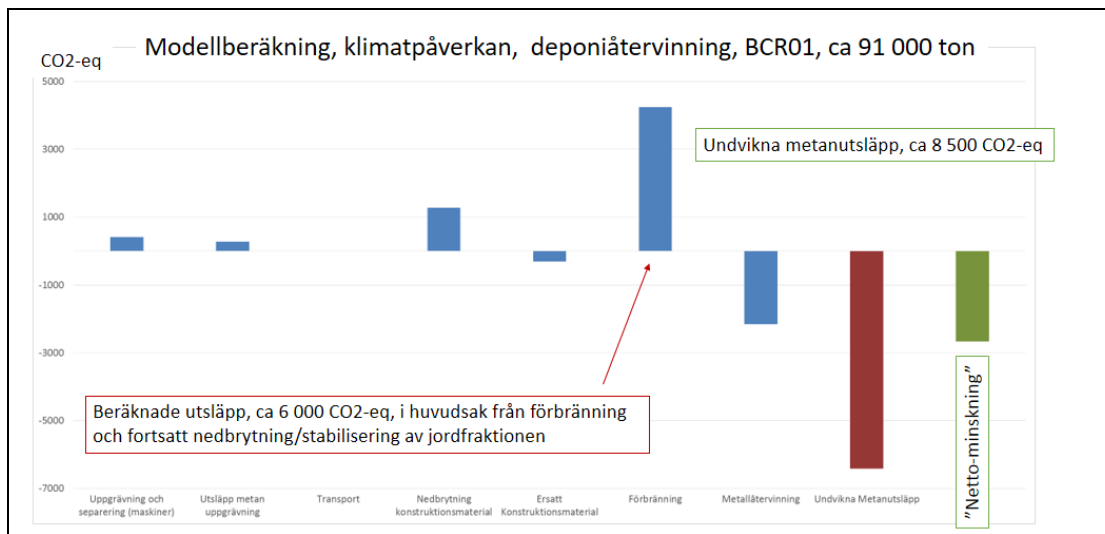
Dessutom beräknas det återförda konstruktionsmaterialet generera koldioxidemissioner på grund av nedbrytning av organiskt material i till största del aerob miljö. Denna siffra är osäker då några nedbrytningsförsök inte har gjorts för att bestämma det organiska innehållets stabilitet.

Det finns två stora källor till undvikta klimatgasemissioner och de kommer ifrån att vi återför metaller till samhället och därmed undviker jungfrulig produktion samt att det vid deponiåtervinningen även undviks metanemissioner som hade uppkommit om materialet legat kvar. Precis som för den ekonomiska analysen så påverkas resultatet av antagandet kring hur den jordliknande fraktionen hanteras.

I fallet för återdeponering så hade antagligen en fortsatt anaerob nedbrytning skett av fraktionen, vilket genererar metanutsläpp. Storleken på detta är svårbedömd. Det har gjorts tidigare gaspotentialförsök på materialet i BCR01 och återstående gasproduktionspotentialen bedömdes där som låg (Karlsson och Åslund, 2014).

Genom att en bränslefraktion sorteras bort minskar sannolikt den totala gaspotentialen ytterligare. Vid en återdeponering hade sannolikt någon form av gasuppsamling krävts, något som vi räknar med kommer att ske i ytterligare 10 år. Utifrån detta resonemang görs bedömningen att för det fall återdeponering av jordfraktionen görs så försvinner stora delar av de positiva effekterna gällande klimatpåverkan samtidigt som de ersätts med ett negativt tillskott. Detta leder

antagligen till att de positiva miljöeffekterna med deponiåtervinningsprojektet försvinner.



Figur 19. Klimatpåverkan för total deponiåtervinning av BCR01. De blå staplarna är direkta utsläpp för deponiåtervinningen, de röda är undvikta utsläpp då BCR01 inte blir deponi och slutligen är den gröna stapeln den totala sammanslagna klimatpåverkan. Negativa resultat betyder undvikta utsläpp av klimatgaser.

Resultat i relation till tidigare forskning/kunskapsläge

Pilotstudien har gett nya resultat som är unika inom det framväxande forskningsfältet deponiåtervinning. Samtidigt visar pilotstudien att det finns behov av fördjupade studier för att minska osäkerheterna kring bl a möjligheterna att ta fram en jordfraktion med acceptabel kvalitet för användning inom eller utanför avfallsanläggningen. Modellstudierna visar också mycket tydligt på behovet att utveckla ekonomiskt och miljömässigt acceptabel teknik för att öka torrhalten i framförallt bränslefraktionen.

Studien av utgrävning och återvinning av material från en biocellreaktor är unik, då tidigare utvärderade deponiåtervinningsfall har fokuserat på andra typer av deponier i form av kommunala deponier (Kaartinen et al., 2013) eller industrideponier (Johansson et al., 2017). Med tanke på att avfallsbehandling i bioceller/biocellreaktorer är en relativt utbredd behandlingsmetod i västvärlden (Reinhart et al., 2002) är det rimligt att intresset för utgrävningar kan växa i takt med att gaspotentialen klingar av i cellerna. Intresset för denna rapport och vidare utvärdering kan således bedömas vara växande.

Avfallet i biocellreaktorn har visats ha en avvikande materialsammansättning jämfört med tidigare undersökta deponier (se Frändegård et al., 2013; Johansson et al., 2017), vilket är naturligt med hänsyn till att avfallet förbehandlats och att förutsättningarna för anaerob biologisk nedbrytning i cellen optimerats.

Resultaten från siktning av urgrävt material och plockanalys av ”bränslefraktionen” (>40 mm) visar dels att ca 50 % av materialet kunde siktas bort direkt som en ”jordfraktion” (<40 mm). Den återstående, grövre fraktionen (>40 mm), analyserades vidare genom plockanalys för bestämning av materialsammansättning. Efter viss torkning kunde ytterligare ca 20 % av den grova fraktionen siktas bort som finmaterial (<40 mm). Totalt visar således försöken att över 60 % av materialet i biocellreaktorn utgörs av delvis nedbrutet ”finmaterial” som bör kunna vidarebehandlas för utnyttjande som t ex konstruktionsmaterial på anläggningen.

Den grövre fraktionen efter första siktningen utgjordes av i huvudsak förorenad plast (28 %), papper (11 %) och trä (20%). Efter den relativt enkla siktningen var halterna i den utsiktade ”bränslefraktionen” (>40 mm) ca 3 gånger högre än det genomsnittliga innehållet i en svensk kommunal deponi (Frändegård et al., 2013).

Andelen finfraktion av avfallet i biocellreaktorn, i detta fall räknat som utsiktat material < 40 mm, uppgick till över 60 %), vilket är jämförbart med genomsnittet för svenska deponier där andelen brukar åtminstone vara över 50 % (Frändegård et al., 2013). Finfraktionen i biocellreaktorn består sannolikt till större delen av nedbrutet, organiskt material eftersom tillförseln av material till biocellreaktorn fokuserat på nedbrytbart hushålls- och verksamhetsavfall, medan ”jordfraktionen” från en konventionell deponi med blandat avfall har en högre andel oorganiskt material. Sammantaget har en betydligt större del av inlagt avfall brutits ned i biocellreaktorn än i en konventionell deponi.

Analysen av den grova fraktionen efter torkning och tvättning visar att ”plastfraktionen” till uppemot 50 % utgörs av föroreningar (finmaterial). Analyser av andelen finmaterial som jord i olika materialfraktioner har inte tidigare gjorts i landfyll mining projekt. Detta innebär att mängden plast, papper och trä i tidigare undersökta deponier har överskattats då jorden inte har räknats bort från materialfraktionerna. Att analysera andelen finmaterial och fukthalt i samtliga materialfraktioner för att därigenom bättre uppskatta den egentliga andelen av olika material bör bli till standard vid plockanalyser (se Quaghebeur et al., 2013; Zhou et al., 2014), av avfall från deponier med tanke på att den fuktiga miljön, nedbrytningen och packningen i deponin gör att materialfraktionerna blir kraftigt förorenade med finmaterial. En sådan analys kan till exempel utföras som i pilotstudien genom torkning – tvättning – torkning av varje fraktion. Först då kan mängden värdefulla resurser uppskattas mer tillförlitligt.

En jämförelse mellan kvaliteten på det uppgrävda materialet från biocellreaktorn och mottagningskraven på bränsle till Öresundskrafts avfallspanna (KVV Filborna) visar att materialet troligen skulle vara acceptabelt för förbränning. Detta är ett intressant resultat givet att tidigare studier (Johansson et al., 2017; Prechthai et al., 2008; Kornberg et al., 1993) i regel har visat att mottagningskraven hos förbränningsanläggningen troligen inte skulle kunna uppfyllas. En skillnad kan vara att själva avfallet i biocellreaktorn var bättre försorterat.

Pilotstudien visar också att direkt siktning av uppgrävt avfall fungerar vid utnyttjande av trumsikt med anpassat såll (i detta fall 40 mm) och automatisk

rensning av sållet. Både siktningen och torkning av uppgrävt avfall förbättrar avfallets kvalitet som bränsle.

Tidigare studier (Johansson et al., 2017; Maul and Pretz, 2016; Rosendal, 2015) har vittnat om att fuktigheten i avfallet ofta varit ett stort tekniskt hinder då hög fuktighet gör att avfallet blir svårt att separera i en sikt och i andra mekaniska sorteringsanläggningar. Torkning som förbehandling för sorteringen av deponerat material är en spännande behandlingsmetod, men kräver ytterligare utvärdering för att få fram optimal behandling. Torkning kan utvecklas med avseende på till exempel olika grader av torkningstid, mekanisk omrörning/vändning/ventilation, placeras utomhus/inomhus och inblåsning av tilluft.

Kraven på avfall till förbränning styrs inte enbart av bränslekvaliteten utan är även beroende av marknadsförhållanden. Sämre avfall kan mixas med avfall som har högre värmevärde vilket gör att även mer komplexa avfall kan tas emot och energiåtervinnas på ett företagsekonomiskt acceptabelt sätt.

Konkurrensen med importerat avfall kan i dagsläget driva upp mottagningskostnaderna för att få sämre avfall förbränt. Att i ett läge med tillgång till europeiskt avfall med hög betalningsförmåga istället förbränna avfall som legat deponerat under en längre tid, vilket pannen i första hand inte är anpassad för, är en mer osäker affär. Men i takt med att förbränningskapaciteten byggs upp i Centraleuropa kan troligen underskottet av avfallsbränsle i Sverige inte längre täckas av inkomstbringande avfall från andra länder. Då kan möjligtvis deponerat avfall bli mer intressant. För att komma vidare skulle försök där en avfallsförbränningsanläggning testar förbränning av tidigare deponerat avfall i olika blandningar vara intressanta, för att i praktiken kunna värdera det från deponin ”återvinna” avfallsbränslet.

Krogmann and Qu (1997) anser att den största potentialen för material i en deponi är att använda det som konstruktionsmaterial. Med tanke på att avfallsförbränning för närvarande är en dyr avsättning, kan användningen av materialet för konstruktionsändamål vara intressant. Analyserna av jordfraktionen från pilotprojektet visar förhöjda totalhalter för vissa metaller men genomgående låg lakbarhet, vilket visar att användning av materialet sannolikt kommer att kräva att platsspecifika riktvärden tas fram för visa att miljö- och hälsorisker på den tänkta användningsplatsen kan undvikas.

En direkt jämförelse av totalhalterna av metaller i avfallet från biocellreaktorn med Naturvårdsverkets (2010) vägledning för att använda avfall för konstruktionsändamål visar att jordfraktionen troligen inte kan användas ute i samhället.

Tidigare analyser av deponerat material visar på samma sätt att det ofta innehåller alltför höga halter av tungmetaller för att användas som konstruktionsmaterial (cf. Johansson et al., 2017). Tungmetallhalterna i biocellreaktorn var dock i många fall endast något över de vägledande nivåerna, samtidigt som lakbarheten var låg, vilket öppnar upp för att i det fortsatta arbetet testa olika typer av efterbehandlingsåtgärder för att göra materialet godtagbart för användning ute i samhället.

De vägledande nivåerna för att använda avfall i Sverige som konstruktionsmaterial är genomgående mycket restriktiva och i många fall ligger rekommenderade maxhalter nära naturliga förekommande halter i marken. I många länder i Centraleuropa, där tillgång till jungfruliga material saknats och de i högre grad tvingas till att använda avfall som råvarumaterial, är gränsnivåerna mer flexibla, se Tabell 9. En intressant väg framåt kan således vara att ytterligare analysera hur de institutionella villkoren för avfall skulle kunna förändras för öppna upp för en cirkulär ekonomi, utan att samtidigt öka riskerna för människa och miljö. En översyn över nuvarande svenska riktvärden från Naturvårdsverket (NV Handbok 2010:1) pågår för närvarande.

Tabell 9. Svenska och flamländska vägledande nivåer för att använda avfall som konstruktionsmaterial.

Metals	Total concentration (mg/kg dry matter)		Leaching concentration (mg/kg dry matter)	
	Sweden	Flanders	Sweden	Flanders
Arsenic (As)	10	250	0.09	0.8
Cadmium (Cd)	0.2	10	0.02	0.03
Chrome (Cr)	40	1250	1	0.5
Copper (Cu)	40	375	0.8	0.5
Mercury (Hg)	0.1	5	0.01	0.02
Lead (Pb)	20	1250	0.2	1.3
Nickel (Ni)	35	250	0.4	0.75
Zinc (Zn)	120	1250	4	2.8

En annan intressant aspekt av pilotstudien är utförda mätningar av metanläckage under urgrävning och behandling. Tidigare miljöutvärderingar (Frändegård et al., 2013; Van Passel et al., 2014; Jones et al., 2013; Jain et al., 2014; Danthurebandara et al., 2015) har ofta helt förbiset riskerna för metangasläckage när deponin grävs upp.

Mätningarna av metanläckage i denna pilotstudie visade att en viss emissionsökning sker när avfallet de facto grävs upp, men att emissionen från själva schaktet i biocellreaktorn är mycket liten/försumbar. Mätningarna tyder på att metangasutsläppen vid deponiåtervinning troligen är relativt begränsade och att eventuella åtgärder bör fokusera på den inledande hanteringen av avfallet och inte på schaktytan som sådan. Men samtidigt bör mer omfattande försök genomföras för att verifiera denna iakttagelse. Tekniska åtgärder för att minska metangasutsläppen bör även undersökas ytterligare.

Lukt från urgrävning i biocellreaktorn hade befarats kunna utgöra ett problem, men varken grävning, transport, siktnings eller torkning orsakade några luktstörningar, vare sig på eller utanför anläggningen.

Resultaten beträffande emissioner till luft, inklusive lukt, är positiva och värdefulla inför ett eventuellt fullskaleprojekt. Pilotstudien har gett ett första underlag för diskussion om hur skyddsåtgärder kan utformas. För att skapa ett mer tillförlitligt

underlag skulle luktnivåerna såväl som andra utsläpp kunna analyseras tekniskt utifrån en större utgrävning som påminner mer om ett fullskaligt projekt.

Slutsatser och nyttiggörande

Pilotprojektet har visat att utgrävning och behandling av avfall från biocellreaktorer tekniskt kan ske med utrustning som normalt finns tillgänglig på större avfalls- och återvinningsanläggningar. Siktning med trumsikt kan direkt efter uppgrävning effektivt skilja potentiellt återvinningsbart material från en jordfraktion.

Modellberäkningarna av det ekonomiska utfallet av deponiåtervinning från BCR01 visar tydligt var de viktiga kostnaderna respektive vinsterna finns. Den största enskilda kostnadsposten utgörs av förbränning av den fraktion som inte kan materialåtervinnas. Om jordfraktionen inte kan utnyttjas som konstruktionsmaterial och måste deponeras har det avgörande negativ betydelse för kostnaderna.

Vinsten i ett fullskaleprojekt skulle i första hand utgöras av undvikt deponiskatt och av att nytt deponiutrymme tillskapas, vilket ersätter investeringar i nya deponier. Beräknad ersättning för återvunna material (metaller) kommer ekonomiskt att utgöra en mindre viktig del i ett fullskaleprojekt.

Från ekonomisk synpunkt är slutsatsen att fullskaleprojekt är företagsekonomiskt lönsamt endast om hänsyn tas till kostnader och framtida investeringar som kan undvikas genom att biocellreaktorn grävs ur. Kortsiktigt innebär utgrävning av BCR01 en betydande kostnad.

Från klimatsynpunkt skulle deponiåtervinningen vara övervägande positiv. De stora miljövinster består enligt modellberäkningen av att utsläpp av metan från avfallet undviks och resursbesparing genom att återvunnen metall kan ersätta utvinning av jungfruliga metaller. En negativ miljöaspekt är att förbränning av avfall enligt modellen ersätter användning av en ”svensk bränslemix” som innehåller en lägre andel fossilt material än bränslefraktionen från avfallet.

Miljöeffekterna lokalt av utgrävningen/behandlingen har varit små/försumbara och bedöms i princip sakna betydelse även ett eventuellt fullskaleprojekt.

Resultaten från pilotstudien kommer att kunna utnyttjas praktiskt av NSR för planering av fullskaleprojekt men även av hela avfallsbranschen som en modell för värdering av ekonomisk och miljömässig lönsamhet hos deponiåtervinningsprojekt. Projektets fokus på utgrävning av biocellreaktorer innebär att resultaten bör vara intressanta även internationellt, dels i sådana fall där utgrävning av äldre celler övervägs, dels i sammanhang där nya biocellreaktorer kan vara ett alternativ till ”dump sites” eller förbränning av sorterat avfall (som i många länder ofta möter kraftigt motstånd pga okontrollerade utsläpp till luft och vatten och även orsakar stor negativ klimatpåverkan).

Pilotprojektet visar också hur deponiåtervinning, tekniskt och institutionellt, behöver modifieras/förbättras för att bli ett realistiskt alternativ till traditionell

sluttäckning och överlämning av deponierna och deras miljöproblem till nästa (och nästa...) generation.

- Från teknisk synpunkt krävs att jordfraktionen förbättras och att en modell för framtagning av platsspecifika riktvärden för användning av jorden får acceptans hos berörda myndigheter.
- För att minska förbränningskostnaderna krävs att ekonomiskt försvarbara metoder för torkning/stabilisering av bränslefraktionen (t ex utomhus strängkompostering i anslutning till urgrävningen) tas fram och får acceptans hos berörda myndigheter.
- De institutionella ramarna måste anpassas så att t ex klimatnyttan av deponiåtervinning värderas korrekt. Även frågan om tillämpningen av avfallsskattereglerna på deponirester från återvinningen har stor betydelse för om deponiåtervinning ska ha en möjlighet att realiseras i större skala.

Nästa steg

Med resultaten från pilotprojektet som grund finns förutsättningar för att formulera ett innovationsprojekt där erfarenheterna utnyttjas för att planera och följa en urgrävning i kommersiell skala. Det finns flera utmaningar kvar att hantera innan ett fullskaligt återvinningsprojekt av Biocellreaktorn kan bli aktuellt. Flera tekniska utmaningar kvarstår i till exempel hur avfallet kan förbehandlas genom torkning såväl som efterbehandlas för att öka kvaliteten på bästa sätt.

Fler analyser av de befarade riskerna kan även behöva göras utifrån en större utgrävning, samtidigt som mottagarnas syn på avfallet behöver undersökas djupare såväl som myndigheternas förmåga att hantera ett deponiåtervinningsprojekt.

Till exempel bör en viktig del i ett innovationsprojekt vara arbete med en modell för framtagning av platsspecifika riktvärden för användning av återvunnen ”finfraktion” i olika konstruktionssammanhang inom och på sikt utanför avfallsanläggningen (sluttäckning, vallar, vegetationsytor mm).

NSR kommer att utnyttja erfarenheterna till att ta fram utvecklade och anpassade tekniska lösningar för urgrävning, siktning, torkning och för förbättring av kvaliteten hos både jord- och bränslefraktionen.

Projektkommunikation

Pilotprojektet har genomförts i samarbete mellan NSR och Linköpings Universitet. Ett projektarbete motsvarande 12 högskolepoäng har genomförts, dokumenterats och presenterats av två studenter från LiU under hösten 2016 (Marknadsbarhet av material från en biocellreaktor, Hansson, Sjögren, 2016).

Parallellt med pilotprojektet löper ett examensarbete (Samuel Svensson, Lunds Universitet) där ytterligare resultat från undersökningarna av urgrävt avfall kommer att presenteras. Samuel har medverkat aktivt i flera steg i pilotprojektet och bl a möjliggjort fördjupning beträffande torkning och tvättning av utsorterat material.

Examensarbetet bidrar till att kunskap och intresse för deponiåtervinning sprids i universitets- och forskarvärlden.

Under 2017 kommer medverkande forskare från Linköpings Universitet att arbeta vidare med framtagna data i pilotprojektet för sammanställning av ett antal artiklar för publikation i vetenskapliga tidskrifter. Inom forskarvärlden kommer erfarenheterna från pilotprojektet att spridas genom Linköpings deltagande i svenska och internationella samarbetsprojekt inom området.

Referenser

Avfall Sverige (2009). Swedish Waste Management

Cossu, R., Motzo, G.M., Laudadio, M., (1995). Preliminary study for a landfill mining project in Sardinia. *Proceedings Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium, Cagliari, Italy*, 841–850.

Cossu, R., Hogland, W., Salerni, E. (1996). Landfill mining in Europe and the USA. *ISWA Year Book 1996*, 107–114.

Danthurebandara, M., Van Passel, S., Vanderreydt, I., & Van Acker, K. (2015). Assessment of environmental and economic feasibility of Enhanced Landfill Mining. *Waste Management*, 45, 434-447.

Dickinson, W. (1995). Landfill mining comes of age. *Solid Waste Technologies* 9, 42–47

EPA (1997). Landfill reclamation. EPA 530-F-97-001, United States Environmental Protection Agency.

Fisher, H., Findlay, D., (1995). Exploring the economics of mining landfills. *World Wastes* 38, 50–54.

Frändegård, P., Krook, J., Svensson, N., & Eklund, M. (2013). A novel approach for environmental evaluation of landfill mining. *Journal of Cleaner Production*, 55, 24-34.

Frändegård, P., Krook, J., Svensson, N. (2015). Integrating remediation and resource recovery: On the economic conditions of landfill mining. *Waste Management*, 42, 137-147.

Hansson L, Sjögren J. (2016), Marknadsbarhet av material från en biocellreaktor, Avancerad projektkurs, LiU

Hogland, W., Marques, M., Nimmermark, S. (2004). Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 6(2), 119-124.

Hull, R.M., U. Krogmann, P.F. Strom (2005). Composition and characteristics of excavated materials from a New Jersey landfill. *J. of Environmental Engineering* 131, 478–490.

Jain, P., Powell, J. T., Smith, J. L., Townsend, T. G., & Tolaymat, T. (2014). Life-cycle inventory and impact evaluation of mining municipal solid waste landfills. *Environmental science & technology*, 48(5), 2920-2927.

Johansson, N., Krook, J., & Frändegård, P. (2017). A new dawn for buried garbage? An investigation of the marketability of previously disposed shredder waste. *Waste Management*, 60, 417-427.

Jones, P. T., Geysen, D., Tielemans, Y., (2013) Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: a critical review. *Journal of Cleaner Production* 55, 45-55.

Kaartinen, T., Sormunen, K., & Rintala, J. (2013). Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining. *Journal of Cleaner Production*, 55, 56-66.

Karlsson P., Åslund P (2014). Ekonomiska och miljömässiga förutsättningar för landfill mining, En förstudie av tre olika deponityper vid Filbornaanläggningen i Helsingborg (examensarbete, LiU).

Krook, J., N. Svensson, M. Eklund (2012). Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management* 32(3), 513-520.

Kornberg, J.F., von Stein, E.L., Savage, E.L., 1993. Landfill mining in the United States: an analysis of current projects. In: *Proceedings Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, 11–15 October 1993, pp. 1555–1561.

Krogmann, U., Qu, M., 1997. Landfill mining in the United States. In: *Proceedings Sardinia '97, Sixth International Landfill Symposium*, Cagliari, pp. 543–552

Laner, D., Cencic, O., Svensson, N., Krook, J. (2016). Quantitative analysis of critical factors for the climate impact of landfill mining. *Environmental Science & Technology*, in press

Maul, A., Pretz, T., 2016. Landfill mining from the processing perspective – a view on mass balance and output streams. In: Pereira, M. et al. (Eds.), *Proceedings of the International Symposium on Enhanced Landfill Mining*, pp. 403–413.

Meijer, Björnsson, 2005, Biocell treatment of municipal solid waste: Landfill or Bioreactor?

Naturvårdsverket (2010) Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Handbok 2010:1.

Naturvårdsverket, 2016, Avfall I Sverige 2014, Rapport 6727.

Prechthai, T., Padmasri, M., Visvanathan, C., 2008. Quality assessment of mined MSW from an open dumpsite for recycling potential. *Resour. Conserv. Recycl.* 53 (1), 70–78.

Reinhart, D. R., McCreanor, P. T., & Townsend, T. (2002). The bioreactor landfill: Its status and future. *Waste Management & Research*, 20(2), 172-186.

Rosendal, R., 2015. Personal Communication with René Rosendal at the Danish Waste Association. 2015-05-18.

Van Passel, S., Dubois, M., Eyckmans, J., De Gheldere, S., Ang, F., Jones, P.T., Van Acker, K., (2013). The economics of enhanced landfill mining: private and societal performance drivers. *Journal of Cleaner Production* 55,92–102.

Wagner, T. P., Raymond, T. (2015). Landfill mining: Case study of a successful metals recovery project. *Waste Management*, 45, 448-457.

Winterstetter, A., Laner, D., Rechberger, H., & Fellner, J. (2015). Framework for the evaluation of anthropogenic resources: A landfill mining case study—Resource or reserve?. *Resources, Conservation and Recycling*, 96, 19-30.

Quaghebeur, M., Laenen, B., Geysen, D., Nielsen, P., Pontikes, Y., Van Gerven, T., & Spooren, J. (2013). Characterization of landfilled materials: screening of the enhanced landfill mining potential. *Journal of Cleaner Production*, 55, 72-83.

Zhou, C., Fang, W., Xu, W., Cao, A., & Wang, R. (2014). Characteristics and the recovery potential of plastic wastes obtained from landfill mining. *Journal of Cleaner Production*, 80, 80-86.

Bilagor

1. Administrativ bilaga
2. Relationsritningar, urgrävning BCR01, 2016, Griab
3. Dagboksblad, fältprotokoll, LiU/NSR
4. Metanmätning i samband med pilotförsök avfallsutgrävning vid Filborna dec 2016, Fluxsense, 2017
5. Indata till modellering, NSR, LiU
6. Hanteringskostnad, massor från landfill mining, NSR
7. Resultat av plockanalys, Enivir AB
8. Mätningar av gasflöde från BCR01 under 2016, inklusive tiden för pilotprojektet,
9. Öresundskraft, Kvalitetskrav på avfallet