



2015-009

# Livscykelanalys av olika alternativ för använd gjuterisand

Detta är en återpublicering av Swerea IVF:s projektrapport 23 666

Kristin Fransson och Karin Wilson



**swerea**  
swedish research

Swerea SWECAST AB  
Box 2033, 550 02 Jönköping  
Telefon 036 - 30 12 00  
Telefax 036 - 16 68 66  
swecast@swerea.se  
<http://www.swereastswecast.se>

Projektrapport  
23666

# Livscykelanalys av olika alternativ för använd gjuterisand

Januari 2015

Kristin Fransson, och Karin Wilson

## **Om Swerea IVF**

Swerea IVF är ett ledande svenskt industriforskningsinstitut inom material-, process-, produkt- och produktionsteknik. Vårt mål är att skapa affärsmässig nytta och att stärka våra medlemmars och kunders konkurrens- och innovationsförmåga. Swerea IVF bedriver industrinära forskning och utveckling i samarbete med såväl industri som högskola, i Sverige och internationellt.

Våra cirka 150 högt kvalificerade medarbetare med bas i Mölndal och Stockholm arbetar inom följande områden:

- Arbetsliv, miljö och energi
- Industriella tillverkningsmetoder
- Material- och teknikutveckling
- Polymerer och textil
- Verksamhetsutveckling och effektivisering

Vi arbetar ofta med tillämpade lösningar på konkreta industriella behov. Våra industrierfarna forskare och konsulter kan leverera de snabba och handfasta resultat som företag behöver för att säkra sin konkurrenskraft på marknaden.

Swerea IVF ingår i Swerea-koncernen, som består av fem forskningsbolag inom material- och verkstadsteknik: Swerea IVF, Swerea KIMAB, Swerea MEFOS, Swerea SICOMP och Swerea SWECAST. Swerea-koncernen ägs gemensamt av industrin och statliga RISE Holding AB.

Swerea IVF AB  
Box 104  
431 22 Mölndal  
Telefon 031-706 60 00  
Telefax 031-27 61 30  
[www.swereaivf.se](http://www.swereaivf.se)

Projektrapport 23666

## Förord

Denna rapport avser ett delprojekt i EnviroMan -Miljö- och kretsloppsanpassade tillverkningsprocesser för metalliska material, som är ett Vinnova-finansierat forskningsprojekt inom FFI – Fordonsstrategisk Forskning och Innovation.

Rapporten innehåller en förenklad livscykelanalys av olika alternativ för använd formsand från gjuterier. De alternativ som studerats är återvinning av formsand till kärnsand, deponi av använd formsand och användning av formsand som tätskikt på deponier. Även det i dagsläget vanliga materialet för tätskikt vid sluttäckning av deponier, bentonitmattor, ingår i jämförelsen.

Rapporten är avsedd att användas av gjuterier som vill utvärdera olika alternativ för hur de ska hantera formsand som i dagsläget inte återvinns och för deponiägare som överväger att använda formsand som tätskikt vid sluttäckning.

Resultaten är generella snarare än specifika och bygger till största del på generella data om exempelvis sandbrytning och processning samt transporter. Rapporten har inte genomgått kritisk granskning av oberoende tredje part, men en intern kvalitetsgranskning har utförts.

## Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>4</b>
1.1	Bakgrund	4
1.2	Mål	4
1.3	Generell introduktion till LCA	4
<b>2</b>	<b>Metod</b>	<b>6</b>
2.1	Funktionell enhet och referensflöden	7
2.2	Systemgränser	8
2.2.1	Systemgränser livscykeln	8
2.2.2	Övriga systemgränser	12
2.3	Bedömning av miljöpåverkan	12
2.4	Datainsamling	13
2.4.1	Produktion av formsand	13
2.4.2	Produktion av kärnsand	13
2.4.3	Produktion av bentonit	13
2.4.4	Produktion och utläggning av bentonitmatta	13
2.4.5	Produktion och utläggning av plastmatta	13
2.4.6	Utläggning av sand på deponi för användning som tätskikt	14
2.4.7	Utläggning av bentonitinhållande stoft samt finmaterial för användning som tätskikt	14
2.4.8	Deponering av sand	14
2.4.9	Återvinning av formsand till kärnsand	14
2.4.10	Transporter	14
<b>3</b>	<b>Resultat och diskussion</b>	<b>15</b>
3.1	Alternativ 1, återvinning av formsand till kärnsand	15
3.2	Alternativ 2, användning av jungfruliga råvaror för kärnsand samt deponering av använd formsand	17
3.3	Alternativ 3, användning av formsand som tätskikt på deponi	19
3.4	Alternativ 4, användning av formsand som tätskikt på deponi	20
3.5	Alternativ 5, användning av bentonitmatta som tätskikt på deponi	21
3.6	Alternativ 6, Användning av bentonitstoft från återvinningsprocessen som del av tätskikt för sluttäckning av deponier	23
3.7	Miljöpåverkan från bentonit	24
3.8	Miljöpåverkan från transport per ton-km	25
3.9	Jämförelse av alternativ 1-3, gjuteriägarens perspektiv	25
3.10	Jämförelse av alternativ 4-6, deponiägarens perspektiv	26
3.11	Känslighetsanalys transportavstånd	27
<b>4</b>	<b>Slutsatser</b>	<b>30</b>
<b>5</b>	<b>Referenser</b>	<b>31</b>
	<b>Appendix 1. Miljöaspekter</b>	<b>32</b>

## Sammanfattning

Denna livscykelanalys har gjorts inom FFI-projektet Enviroman och har som mål att jämföra miljöpåverkan för olika alternativ för hantering av bentonit-innehållande formsand, dels ur en gjuteriägares perspektiv och dels ur en deponiägares perspektiv.

Studien är tänkt att användas som underlag vad gäller miljöpåverkan för gjuterier som överväger att investera i en återvinningsanläggning samt för deponiägare som överväger att använda bentonit-innehållande formsand som tätskikt. Sex olika alternativ för hantering av formsanden har studerats:

- 1 Återvinning av använd formsand till kärnsand (gjuteriägares perspektiv).
- 2 Användning av jungfruliga råvaror för tillverkning av den mängd kärnsand som skulle kunnat återvinnas i alternativ 1 samt deponering av använd formsand (gjuteriägares perspektiv).
- 3 Användning av formsand som tätskikt vid sluttäckning av deponier. Här ingår hela tätskiktet, alltså även en plastmatta av polypropen (PP). Även användningen av jungfruliga råvaror för tillverkning av den mängd kärnsand som skulle kunnat återvinnas i alternativ 1 ingår (gjuteriägares perspektiv).
- 4 Användning av formsand som tätskikt vid sluttäckning av deponi. Här ingår hela tätskiktet, alltså även en plastmatta av polypropen (deponiägares perspektiv)
- 5 Användning av bentonitmatta som tätskikt vid sluttäckning av deponier (deponiägares perspektiv)
- 6 Användning av bentonitstoff från återvinningsprocessen som del av tätskikt för sluttäckning av deponier (deponiägares perspektiv).

Resultaten visar att återvinningsalternativet är det som för en gjuteriägare är bäst ur miljösynpunkt. Vid återvinning finns även potential att återvinna bentonit ur stoffet, vilket skulle innebära en besparing av miljöpåverkan från brytning och processning av bentonit till formsandsframställning.

För deponiägaren blir det mest fördelaktigt att använda bentonitstoff från återvinningsprocessen som en del av tätskikt vid sluttäckning, men för de övriga två alternativen är resultaten mer skiftande. Detta innebär att för vissa miljöpåverkanskategorier har formsandsalternativet högre miljöpåverkan än bentonitmatta medan det i andra miljöpåverkanskategorier är tvärtom. Här har transportavståndet mellan gjuteri och deponi en stor inverkan på slutresultatet.

## 1 Inledning

Projektet EnviroMan – Miljö- och kretsloppsanpassade tillverkningsprocesser för metalliska material är ett forskningsprojekt inom FFI – Fordonsstrategisk Forskning och Innovation och finansieras av Vinnova tillsammans med ingående företag. Inom ett av delprojekten utvärderas olika alternativ för formsand som använts till gjutning. Dessa alternativ är dels återvinning av formsand till kärnsand och dels användning av formsand som tätskikt vid sluttäckning av deponier. I studien har Scania CV, Södertälje, varit referensfall och bidragit med viktiga data gällande t ex sandsammansättning och transportavstånd. Även AB Volvo, Skövde, har varit en viktig samarbetspartner och bidragit med data för återvinningsprocessen. Ragnsells har bidragit med kunskap som varit till stor hjälp vid modelleringen av de två deponialternativen. Resultaten från studien är relativt generella och bör kunna tillämpas av gjuterier med liknande förhållanden. För att underlätta för andra gjuterier att använda resultaten har resultat för enbart bentonit samt transporter tagits fram och dessutom har en känslighetsanalys med scenarier för olika transportavstånd gjorts.

### 1.1 Bakgrund

I svenska gjuterier används stora mängder bentonitnehållande formsand för tillverkning av bl a motorblock till fordonsindustrin. Formsanden bildar den yttre formen för gjutgodset medan kärnsanden används för att forma de inre kärnorna vid gjutning. Kärnsanden har delvis annan sammansättning än formsanden och innehåller inte bentonit. I dagsläget återvinns en stor andel av den använda formsanden till ny formsand men det är fortfarande stora mängder sand som går till deponi eller användning som fyllnadsmassor. Gjuterisand är undantagen från deponiskatt på avfall, men det är troligt att denna skattelättnad kommer att tas bort i framtiden, vilket gör det intressant för den svenska gjuteribranschen att undersöka alternativ till deponi. De alternativen som studeras här är återvinning av använd formsand till kärnsand samt användning av formsand som tätskikt vid sluttäckning av deponier. Studien är tänkt att användas som underlag vad gäller miljöpåverkan för gjuterier som överväger att investera i en återvinningsanläggning samt för deponiägare som överväger att använda bentonitnehållande formsand som tätskikt.

### 1.2 Mål

Målen med studien är att jämföra miljöpåverkan för olika alternativ för hantering av bentonitnehållande formsand, dels ur ett gjuteris perspektiv och dels ur en deponiägars perspektiv.

### 1.3 Generell introduktion till LCA

Livscykelanalys (LCA) är en teknik för att göra en helhetsbedömning av en produkts miljöpåverkan som tar hänsyn till alla faser i produktens livscykel, från vaggan till graven. Livscykeln inkluderar utvinning av råvaror, tillverkning av material, komponenter och produkter, transporter, användning och resthantering,



som beskrivs i Bild 1 nedan. Miljöpåverkan inkluderar utsläpp till luft, vatten och mark samt förbrukning av energi- och materialresurser genom hela livscykel.

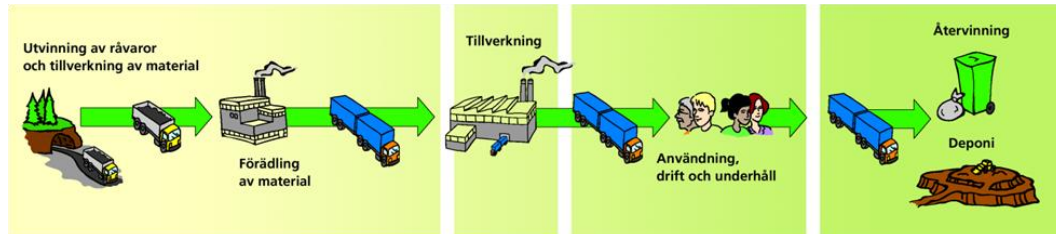


Bild 1. Schematisk bild av de olika faserna i en produkts livscykel, från vaggan till graven.

Livsrykelanalys utvecklades för att kunna göra en rättvis jämförelse av produkters miljöprestanda (både varor och tjänster kan bedömas). Livsrykelperspektivet är avgörande för att undvika suboptimering, dvs att ett processteg eller en komponent förbättras miljömässigt men att miljöpåverkan sett över hela livsrykeln försämras.

Ett viktigt begrepp inom livsrykelanalys är den funktionella enheten, som är väsentlig när två olika produkter ska jämföras. Den funktionella enheten beskriver vad resultaten beräknats för, exempelvis "ett års användning av produkten" eller "transport av en person en km". Ett annat viktigt begrepp som underlättar tolkning av resultatet från en livsrykelanalys är systemgränser. Systemgränserna beskriver vad som har inkluderats i studien och inte. Exempelvis, studien av en transport för en person under ett år kan inkludera eller inte; tillverkningen av fordonet, verktygen som användes för att tillverka fordonet, tillverkningen av bränslet, förbränningen av bränslet, infrastrukturen (vägar, räls, informationsteknik etc), tankstationer, avfallshantering m m beroende på vad som är relevant för studien. Det är viktigt att tydligt klargöra systemgränserna när två produkter jämförs med varandra.

Denna livsrykelanalys är utförd i enlighet med ISO 14044 (ISO, 2006) och ILCD-handboken (EC, 2010). En livsrykelanalys enligt ISO 14044 är indelad i fyra steg:

- 1 **Mål och omfattning:** Målsättningen beskriver den avsedda tillämpningen, skälen till att utföra studien samt den tilltänkta mottagaren. LCAns omfattning beskrivs med det produktsystem som studeras, den funktionella enheten, systemgränserna, eventuella allokeringar (fördelningar), metodiken för miljöpåverkansbedömning samt efterföljande tolkning, begränsningar, krav på datakvalitet, typ av kritisk granskning om detta tillämpas samt typ och format på rapporten som krävs för studien.
- 2 **Inventering:** Information om material och processer samlas in, vilka inflöden och utflöden som varje process har, för alla de faser i produkten livsrykel, och de miljöaspekter som beslutats i föregående steg.
- 3 **Miljöpåverkansbedömning:** I miljöpåverkansbedömningen utvärderas betydelsen av de miljöeffekter som produkten livsrykel potentiellt bidrar

till. Det är viktigt att vara medveten om att det är potentiell miljöpåverkan som beskrivs.

- 4 **Resultattolkning:** En tolkning av resultaten görs genom att bl a metodvalens samt underliggande antagandens påverkan på resultatet analyseras. Betydelsen av dataluckor och använd datakvalitet ska också beskrivas i tolkningsdelen. Resultatet av känslighetsanalyser och osäkerhetsanalyser som görs i andra delar av studien ska framgå i tolkningen.

De dubbelriktade pilarna i Bild 2 beskriver hur LCA är en iterativ teknik, där de olika faserna av studien kan behöva justeras allt eftersom studien genomförs och mer information samlas in.

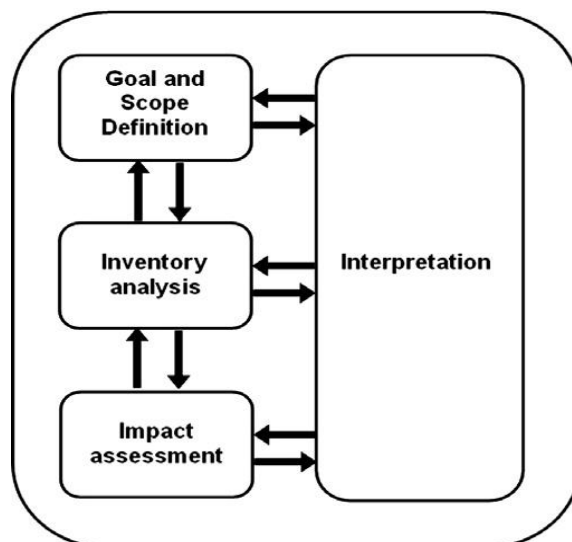


Bild 2. De fyra faserna i en LCA enligt International Organization for Standardization (ISO).

## 2 Metod

I denna livscykelanalys (LCA) har sex olika alternativ för använd formsand från gjuterier jämförts ur miljösynvinkel. I alternativ 1, 2 och 3 görs LCA:n ur gjuteriets perspektiv och i alternativ 4, 5 och 6 görs den ur deponiägarens perspektiv. De studerade alternativen är:

- 1 Återvinning av använd formsand till kärnsand (gjuteriägarens perspektiv).
- 2 Användning av jungfruliga råvaror för tillverkning av den mängd kärnsand som skulle kunnat återvinnas i alternativ 1 samt deponering av använd formsand (gjuteriägarens perspektiv). Detta alternativ kan även sägas representera noll-alternativet, dvs det som mest liknar dagens hantering av använd formsand.

- 3 Användning av formsand som tätskikt vid sluttäckning av deponier. Här ingår hela tätskiktet, alltså även en plastmatta av polypropen (PP). Även användningen av jungfruliga råvaror för tillverkning av den mängd kärnsand som skulle kunnat återvinnas i alternativ 1 ingår (gjuteriägarers perspektiv).
- 4 Användning av formsand som tätskikt vid sluttäckning av deponi. Här ingår hela tätskiktet, alltså även en plastmatta av polypropen (deponiägarers perspektiv).
- 5 Användning av bentonitmatta som tätskikt vid sluttäckning av deponier (deponiägarers perspektiv).
- 6 Användning av bentonitstoff från återvinningsprocessen som del av tätskikt för sluttäckning av deponier (deponiägarers perspektiv).

Med använd formsand avses här den formsand som i nuläget är överskottssand och avlägsnas från gjuteriet. Redan i nuläget sker en omfattande återvinning av formsand till ny formsand i de flesta gjuterier.

Förenklad LCA har använts, vilket innebär att endast data från de beskrivna processerna är specifika medan resterande data är generiska, dvs hämtade ur existerande databaser för LCA och representerar i allmänhet globala eller europeiska medelvärden. För vissa processer har data funnits tillgängliga enbart för ett enskilt land och där har dessa data använts. Huvudsakligen har generella data hämtats från den kommersiella databasen Ecoinvent 2.2. För beräkningarna användes LCA-mjukvaran SimaPro 8.0.3.14.

I syfte att utföra kvalitetsgranskning av den utförda studien, har den även granskats av en annan LCA-expert.

## 2.1 Funktionell enhet och referensflöden

Den funktionella enhet som har använts i studien för att jämföra alternativ ur gjuteriägarers perspektiv är ”**1000 kg formsand ut från gjuteriprocessen**”. För alternativet att använda jungfruliga råvaror för tillverkning av kärnsand har den funktionella enheten ”1000 kg formsand ut från gjuteriprocessen” räknats om baserat på hur stor andel formsand som är tekniskt möjligt att återvinna till kärnsand. Med en återvinningsgrad på 87,5 % från formsand till kärnsand motsvarar detta 875 kg jungfrulig kärnsand per funktionell enhet.

För att kunna relatera gjuteriägarers och deponiägarers perspektiv till varandra har den funktionella enheten räknats om till hur stor yta 1000 kg formsand kan täcka då den används som tätskikt på deponier. Vid en tjocklek på sandlager på 0,3 m och en densitet på formsand på 1455 kg/m<sup>3</sup> motsvarar detta 2,22 m<sup>2</sup>. Den funktionella enheten för studien sett ur deponiägarers perspektiv blir då ”**2,22 m<sup>2</sup> tätskikt utlagt på deponin**”.

## 2.2 Systemgränser

### 2.2.1 Systemgränser livscykeln

Livscykelanalysen omfattar endast de delsteg som påverkas av en förändring i hanteringen av använd formsand. Detta innebär att gjuteriprocessen helt utelämnas. Miljöpåverkan från utvinning och transport av formsand allokeras helt till gjuteriprocessen eftersom sanden inte skulle ha behövt utvinnas om inte gjutningen hade ägt rum. Den sand som kommer ut ur gjuteriprocessen och som blir kvar efter att den nuvarande återvinningen tagit sin del är en blandning av formsand, kärnsand och små mängder gjutgodsrester. I denna studie antas hela fraktionen bestå av formsand. I praktiken har det ingen betydelse eftersom all miljöpåverkan från sanden allokeras till gjutgodset, vilket innebär att den utgående sanden ses som en resurs som inte bidragit till någon miljöpåverkan. Studien görs utifrån två olika perspektiv – gjuteriets och deponiägarens. Detta medför att systemgränserna skiljer sig åt beroende på vilket system som studeras.

#### *Systemgränser utifrån gjuteriets perspektiv*

För gjuteriet studeras tre olika alternativ:

- Återvinning av använd formsand till kärnsand
- Deponering av använd formsand inklusive uttag av jungfrulig kärnsand (noll-alternativ)
- Användning av formsand som tätskikt på deponi inklusive uttag av jungfrulig kärnsand

I återvinningsalternativet undviks uttag, processande och transporter av jungfrulig kärnsand, vilket innebär att denna kärnsand kommer att behöva utvinnas då formsanden inte återvinns. Systemgränser för de olika alternativen syns i Bild 3–Bild 5.

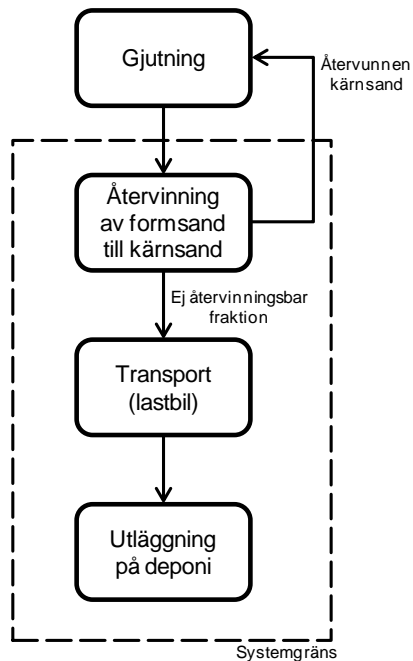


Bild 3. Schematisk bild över återvinningen av formsand till kärnsand inklusive systemgräns. I processen kan 87,5 % av formsanden återvinnas till kärnsand.

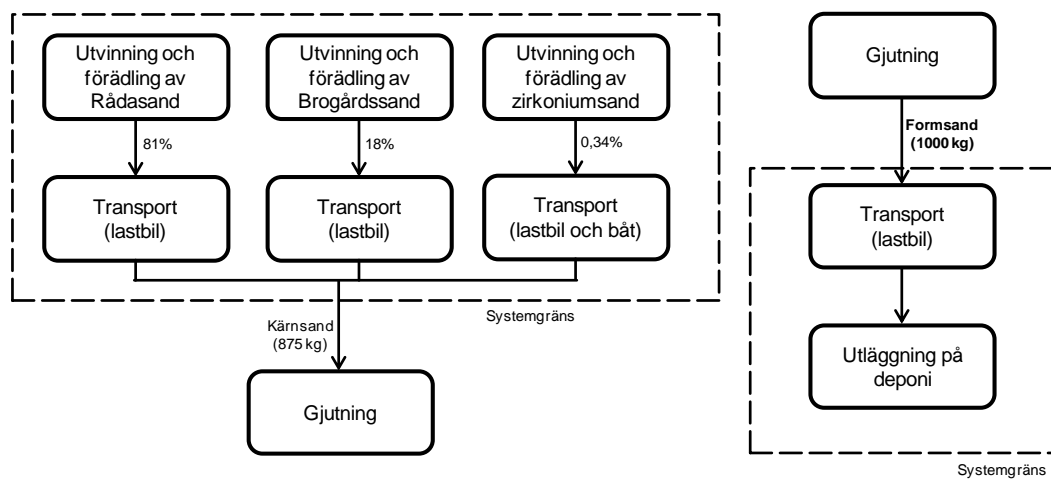


Bild 4. Schematisk bild över framställning av jungfrulig kärnsand samt utläggning på deponi av använd formsand. Gjuteriprocessen är utanför systemgränsen. Då formsanden inte återvinns till kärnsand finns ett behov av att utvinna jungfrulig kärnsand.

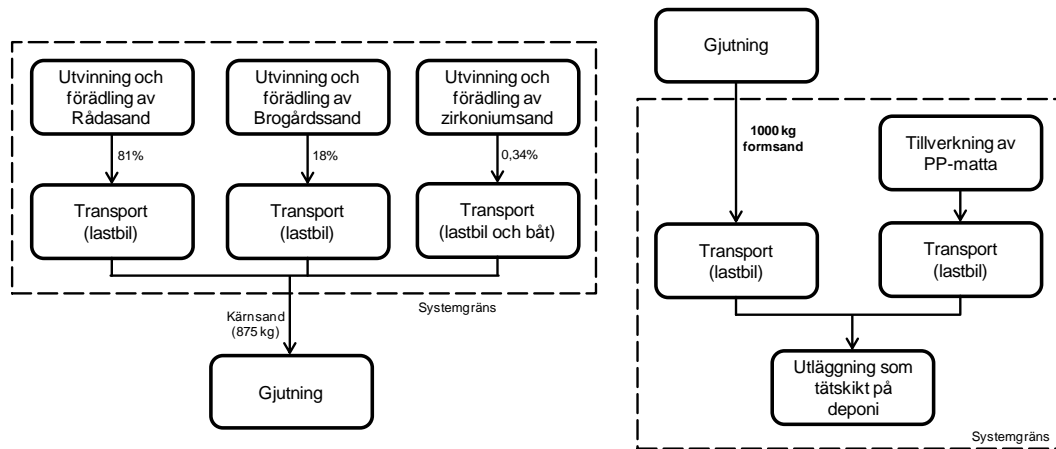


Bild 5. Schematisk bild av utläggning av formsand som tätskikt på deponi inklusive tillverkning och utläggning av matta i polypropen. Då formsanden inte återvinns till kärnsand finns ett behov av att utvinna jungfrulig kärnsand.

#### Systemgränser utifrån deponiägarens perspektiv

För deponiägaren studeras tre olika alternativ:

- Användning av formsand som tätskikt vid sluttäckning av deponi. Här ingår hela tätskiktet, alltså även en plastmatta av polypropen
- Användning av bentonitmatta som tätskikt vid sluttäckning av deponier
- Användning av bentonitstoft från återvinningsprocessen som del av tätskikt för sluttäckning av deponier.

Systemgränser för de olika alternativen syns i Bild 6–Bild 8.

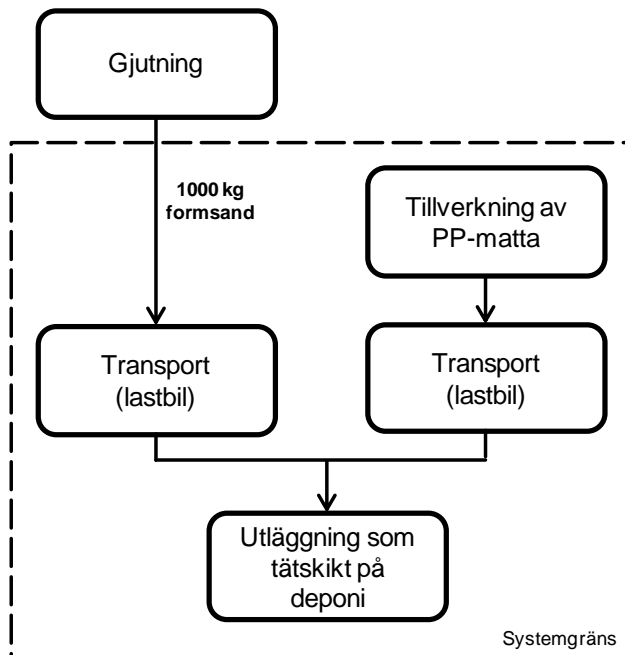


Bild 6. Schematisk bild av utläggning av formsand som tätskikt på deponi inklusive tillverkning och utläggning av matta i polypropen.

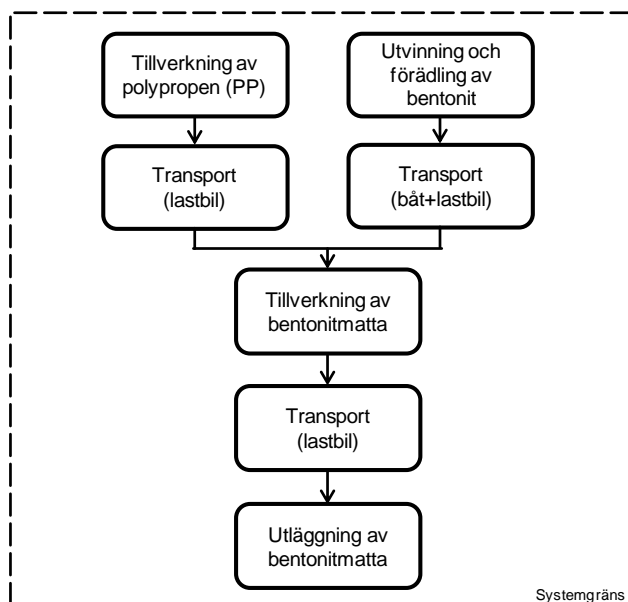
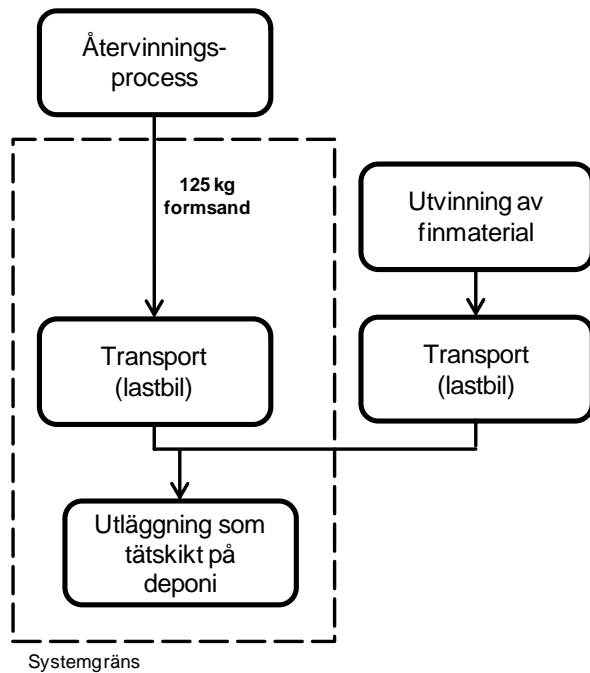


Bild 7. Schematisk bild som beskriver utläggning av bentonitmatta som tätskikt på deponi. Bentonitmattan tillverkas av två olika sorters polypropen, woven och non-woven samt bentonit. Då denna LCA är förenklad har tillverkningen av bentonitmattan approximerats som utvinning och tillverkning av de ingående komponenterna.



*Bild 8. Schematisk bild av utläggning av bentonitstoft som del i tätskikt på deponi. Övrigt finmaterial antas redan finnas på plats och har i studien inte antagits ha någon miljöpåverkan.*

### 2.2.2 Övriga systemgränser

Generellt ingår inte personalrelaterade utsläpp som t ex tjänsteresor och resor till och från arbetet i studien. Inte heller infrastruktur för gjutier eller sandtag. För transporter har data från databaser använts som tar hänsyn till transportinfrastruktur i bemärkelsen fordon, fordonstillverkning samt transportinfrastruktur.

### 2.3 Bedömning av miljöpåverkan

Reglerna för livscykelanalys är restriktiva vad gäller viktning av olika miljöpåverkanskategorier till sammansatta index. Istället bör flera av de mest vedertagna och relevanta påverkanskategorierna användas. Till dessa brukar räknas:

- klimatpåverkan
- försurning
- marknära ozon
- övergödning
- resursanvändning (abiotic depletion)
- primärenergi (cumulative energy demand)

För en beskrivning av de olika miljöpåverkanskategorierna, se appendix 1. Beräkningar har gjorts enligt metoden ReCiPe, Midpoint (H) V1.10/Europe ReCiPe H (Goedkoop, 2009). För resursanvändning har metoden CML-baseline



(Guinee et al., 2001) använts och för primärenergi har metoden Cumulative energy demand (Hischier and Weidema, 2009) använts.

## 2.4 Datainsamling

Större delen av inventeringsdata är tagna från generiska processer som funnits tillgängliga i databasen Ecoinvent 2.2. I följande kapitel redogörs för de data som använts och de antaganden som gjorts.

### 2.4.1 Produktion av formsand

Formsanden som används på Scania består av sand från Råda och Baskarp med en inblandning av bentonit på 6 %. Då produktion och transport av denna sand ligger utanför systemgränserna har den inte modellerats ytterligare.

### 2.4.2 Produktion av kärnsand

På Scania användes 2013 kärnsand bestående av 81 % sand från Råda, 18 % sand från Brogård och 0,34 % zirkoniumsand från Australien eller Sydafrika (Bodingh Johansson 2014). Rådasanden är en blandning av fältspat och kvarts med en SiO<sub>2</sub>-halt på ca 80 %. Vid framställning går den igenom en process av bl a tvättning och torkning. Data för framställningsprocesserna kommer från Rådasand (Döse 2014) samt Brogård sand (Wetterheim 2014, Miljörapport Brogård sand 2013). Zirkoniumsanden har modellerats som produktion av zirkon i Australien.

### 2.4.3 Produktion av bentonit

Bentoniten bryts på Sardinien där den även aktiveras. Därefter transporteras den med fraktbåt till Hällekis i Sverige där den processas vidare. Data för utvinning och processning av bentonit är tagna ur databasen Ecoinvent och beskriver utvinning och processning av bentonit i Tyskland.

### 2.4.4 Produktion och utläggning av bentonitmatta

Data för mått och vikt på bentonitmatta är tagna från ett produktblad för en typ av bentonitmatta som används som tätskikt på deponier (CETCO, 2012). Mattan antas bestå av två lager extruderad polypropen, det ena med en ytvikt på 100 g/m<sup>2</sup> och den det andra med en ytvikt på 200 g/m<sup>2</sup>. Mellan polypropenlagren ligger ett bentonitlager med ytvikten 4,8 kg/m<sup>2</sup>. I LCA:n är inte medräknat någon miljöpåverkan från hopsättning av mattan utan endast framställning av polypropen i Europa samt utvinning och processning av bentonit i Tyskland. Vid utläggningen läggs den med ett överlapp på 0,5 m och det antas att en kompaktlastare används.

### 2.4.5 Produktion och utläggning av plastmatta

Plastmattan antas bestå av extruderad polypropen och väga 200 g/m<sup>2</sup>. Den antas bli levererad i rullar om 40x5 meter och läggs ut med överlapp på 0,5 m. Vid utläggningen används en kompaktlastare.

#### 2.4.6 Utläggning av sand på deponi för användning som tätskikt

Vid utläggning av sand på deponi används en kompaktlastare. Tjockleken på sandlagret är 0,3 m.

#### 2.4.7 Utläggning av bentonitinhållande stoft samt finmaterial för användning som tätskikt

Vid utläggning av bentonitstoft och finmaterial på deponi används en kompaktlastare. Tjockleken på lagret är 0,3 m och inblandningen av bentonit är 3 %. Blandningens densitet antas vara 1455 kg/m<sup>3</sup>.

#### 2.4.8 Deponering av sand

Den sand som går från direkt till deponi och alltså inte används som tätskikt har modellerats med en generell process som deponering av inert avfall med 5 % vatteninnehåll.

#### 2.4.9 Återvinning av formsand till kärnsand

I återvinningsprocessen kan 87,5 % av formsanden återvinnas till kärnsand. Resterande formsand antas gå till deponi. Vid processen används 8 kWh elektricitet/ton ingående formsand.

#### 2.4.10 Transporter

I Tabell 1 finns samtliga transporter beskrivna i form av sträcka och transportslag som använts. För samtliga transporter har generella data använts, vilket innebär att lastgraden på exempelvis lastbilar har varit ett medelvärde av den totala lastgraden i fordonsflottan. De lastbilar som antagits är ”Lorry, 16-32t, Euro 5, europeiskt medel”, vilket innebär en lastbil med lastkapacitet på 16-32 ton som uppfyller emissionskraven för att klassas som Euro 5. Lastbilarnas lastgrad och livslängd är ett medelvärde för lastbilar i Europa. Hänsyn tas även till miljöpåverkan från genomsnittligt vägslitage, underhåll och nykonstruktion.

Tabell 1. Beskrivning av transportslag och transportsträckor som använts i studien.

Transport av	Transportslag	Sträcka	Avstånd (km)
Rådasand	Lorry, 16-32t. EURO5, Europe	Råda, Lidköping – Scania, Södertälje	325
Zirkoniumsand	Lorry, 16-32t. EURO5, Europe	Hamn, Västerås – Scania, Södertälje	120
Zirkoniumsand	Lorry, 16-32t. EURO5, Europe	Brytningsplats – Hamn, Australien	200

Transport av	Transportslag	Sträcka	Avstånd (km)
Zirkoniumsand	Transoceanic freight ship	Hamn, Australien – Hamn, Västerås	24 350
Brogårdssand	Lorry, 16-32t. EURO5, Europe	Habo – Scania, Södertälje	315
Bentonit	Lorry, 16-32t. EURO5, Europe	Brytningsplats – hamn, Sardinien	100
Bentonit	Transoceanic freight ship	Hamn, Sardinien – Hamn, Hällekis	6 000
Bentonit	Lorry, 16-32t. EURO5, Europe	Hamn, Hällekis – produktionsplats bentonitmatta	300
Bentonitmatta	Lorry, 16-32t. EURO5, Europe	Produktionsplats – Deponi för sluttäckning	300
Polypropen	Lorry, 16-32t. EURO5, Europe	Produktionsplats PP – Deponi för sluttäckning	400
Polypropen	Lorry, 16-32t. EURO5, Europe	Produktionsplats PP – Produktionsplats bentonitmatta	400
Formsand och bentonitstoft	Lorry, 16-32t. EURO5, Europe	Scania, Södertälje – Deponi, Bro	75

### 3 Resultat och diskussion

Nedan redovisas miljöpåverkan för de sex miljöaspekterna, klimatpåverkan (CO<sub>2</sub>-ekvivalenter), övergödning (P-ekvivalenter), försurning (SO<sub>2</sub>-ekvivalenter), marknära ozon (NMVOC-ekvivalenter), resursanvändning och primärenergi (MJ). Se appendix 1 för beskrivning av de olika miljöaspekterna.

#### 3.1 Alternativ 1, återvinning av formsand till kärnsand

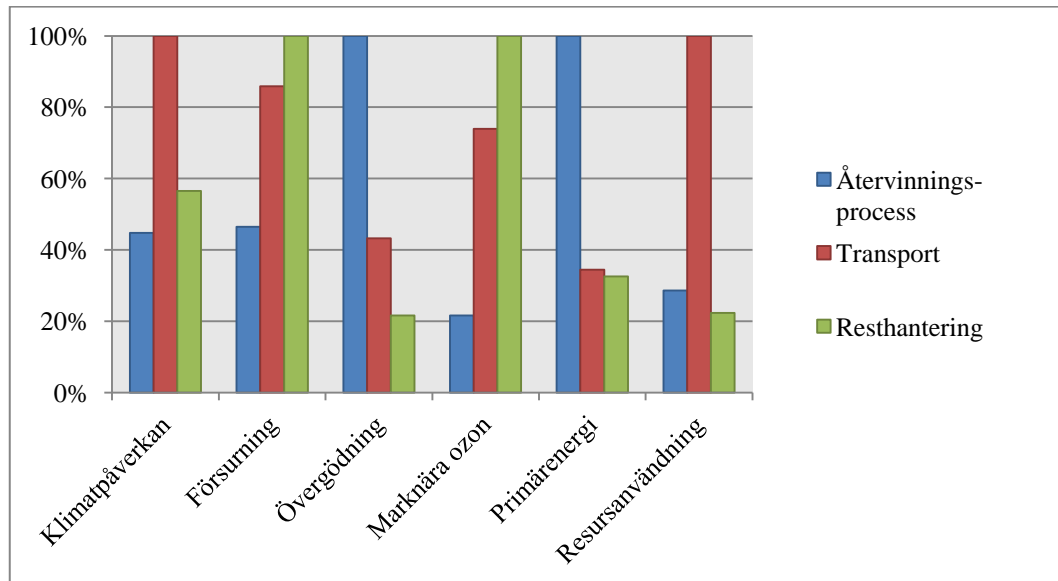
I Tabell 2 visas miljöpåverkan i de valda miljöpåverkanskategorierna för alternativ 1. Transporterna är i detta fall transport av stoft och annat restmaterial från återvinningsprocessen. Om det finns möjlighet att även återvinna bentoniten som finns i stoftet kommer bidraget från transporten att minska. Resthanteringen innebär i detta fall utläggning av stoft och annat restmaterial på deponi. I dessa

siffror ingår även uppbyggnad och skötsel av deponin. Även detta bidrag kommer att minska om stoft från återvinningsprocessen kan användas som bentonit.

Tabell 2. Miljöpåverkan, uppdelat på processer för alternativ 1, återvinning av formsand till kärnsand.

	Klimat-påverkan (kg CO <sub>2</sub> -ekv)	Försurning (kg SO <sub>2</sub> -ekv)	Över-gödning (kg P-ekv)	Marknära ozon (kg NMVOC)	Primär-energi (MJ)	Resurs-användning (kg Sb-ekv)
Återvinnings-process	0,7	0,0026	0,000324	0,0021	76,1	1,2*10 <sup>-6</sup>
Transport	1,6	0,0047	0,00014	0,0073	26,2	4,3*10 <sup>-6</sup>
Rest-hantering	0,9	0,0055	0,00007	0,0098	24,8	9,6*10 <sup>-7</sup>
<b>Totalt</b>	<b>3,2</b>	<b>0,0128</b>	<b>0,000534</b>	<b>0,0192</b>	<b>127,1</b>	<b>6,5*10<sup>-6</sup></b>

I Bild 9 ses de olika processernas delbidrag till miljöpåverkan för alternativ 1, återvinning av formsand till kärnsand. För att underlätta den relativa jämförelsen mellan de olika processerna har den process med högst miljöpåverkan i respektive kategori satts till 100 %. Vad gäller klimatpåverkan och resursanvändning har transporterna överlägset störst miljöpåverkan medan det för övergödning och energianvändning är elektriciteten som används vid återvinningsprocessen som har störst miljöpåverkan.



*Bild 9. Resultat uppdelat på de olika processerna i alternativ 1, återvinning av formsand till kärnsand. För att få en överblick över vilka processer som bidrar mest till miljöpåverkan har den process med störst miljöpåverkan satts till 100 %.*

### **3.2 Alternativ 2, användning av jungfruliga råvaror för kärnsand samt deponering av använd formsand**

I Tabell 3 och Bild 10 återfinns resultaten för alternativ 2 (noll-alternativet), där jungfruliga råvaror använts för framställning av motsvarande mängd kärnsand som skulle kunnat återvinnas med alternativ 1. Dessutom har all överbliven formsand transporterats till deponi. I samtliga miljöpåverkanskategorier är det transporterna av kärnsand som dominerar kraftigt. I de flesta kategorier utgör produktion av kärnsand det näst största bidraget till miljöpåverkan. För att undersöka hur detta påverkas av olika transportavstånd har en känslighetsanalys med avseende på avstånd gjorts, se kapitel 3.11.

Tabell 3. Miljöpåverkan, uppdelat på de olika processerna för alternativ 2, användning av jungfruliga råvaror för tillverkning av kärnsand och deponering av använd formsand.

	Klimat-påverkan (kg CO2-ekv)	Försurning (kg SO2-ekv)	Över-gödning (kg P-ekv)	Marknära ozon (kg NMVOC)	Primär-energi (MJ)	Resurs-användning (kg Sb-ekv)
<b>Produktion kärnsand</b>	22,6	0,062	0,0023	0,054	371	1,1*10 <sup>-5</sup>
<b>Transport kärnsand</b>	48,1	0,16	0,0044	0,23	802	1,3*10 <sup>-4</sup>
<b>Transport formsand</b>	12,6	0,038	0,0011	0,058	210	3,4*10 <sup>-5</sup>
<b>Resthantering formsand</b>	7,1	0,044	0,00056	0,078	198	7,6*10 <sup>-6</sup>
<b>Totalt</b>	<b>90,4</b>	<b>0,30</b>	<b>0,0084</b>	<b>0,42</b>	<b>1581</b>	<b>0,00018</b>

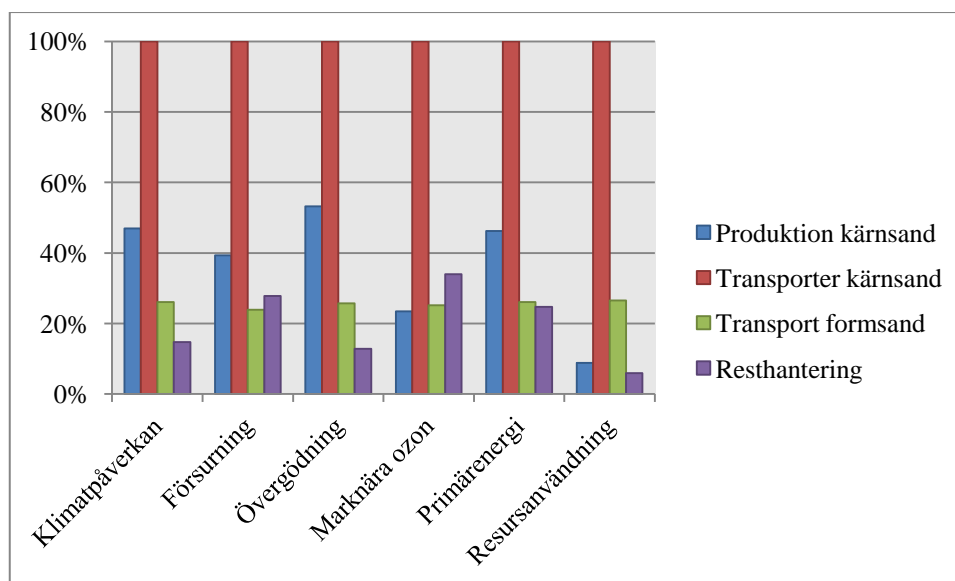


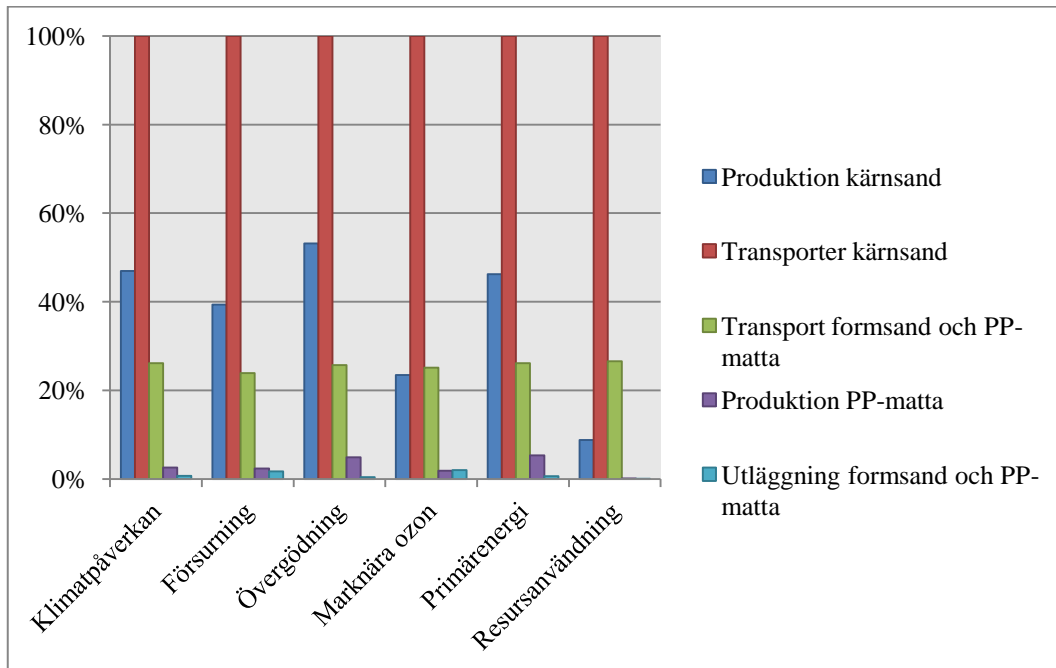
Bild 10. Resultat uppdelat på de olika processerna i alternativ 2, användning av jungfruliga råvaror för tillverkning av kärnsand och deponering av använd formsand. För att få en överblick över vilka processer som bidrar mest till miljöpåverkan har processen med störst miljöpåverkan satts till 100 %.

### 3.3 Alternativ 3, användning av formsand som tätskikt på deponi

Resultaten, uppdelat på processer för alternativ 3, där den använda formsanden används som tätskikt på deponi kan ses i Tabell 4 och i Bild 11. Eftersom även denna LCA är gjord ur deponiägarens perspektiv ingår produktion och transport av jungfrulig kärnsand motsvarande den mängd som skulle kunnat återvinnas. Även här dominerar transporten av den jungfruliga kärnsanden vid beräkning av samtliga miljöpåverkansparametrar.

Tabell 4. Miljöpåverkan, uppdelat på de olika processerna för alternativ 3, användning av formsand som tätskikt på deponi.

	Klimat-påverkan (kg CO <sub>2</sub> -ekv)	Försurning (kg SO <sub>2</sub> -ekv)	Över-gödning (kg P-ekv)	Marknära ozo (kg NMVOC)	Primär-energi (MJ)	Resurs-användning (kg Sb-ekv)
<b>Produktion kärnsand</b>	22,6	0,062	0,0023	0,054	371	1,1*10 <sup>-5</sup>
<b>Transport kärnsand</b>	48,1	0,159	0,0044	0,231	802	0,00013
<b>Transport formsand + PP-matta</b>	12,6	0,038	0,0011	0,058	210	3,4*10 <sup>-5</sup>
<b>Tillverkning PP-matta</b>	1,25	0,004	0,00021	0,0043	43	2,3*10 <sup>-7</sup>
<b>Utläggning formsand + PP-matta</b>	0,35	0,003	0,00002	0,0047	5	6,2*10 <sup>-8</sup>
<b>Totalt</b>	<b>84,9</b>	<b>0,265</b>	<b>0,0080</b>	<b>0,352</b>	<b>1431</b>	<b>0,00017</b>



*Bild 11. Resultat uppdelat på de olika processerna i alternativ 3, användning av formsand som tätskikt på deponi. För att få en överblick över vilka processer som bidrar mest till miljöpåverkan har processen med störst miljöpåverkan satts till 100 %.*

### 3.4 Alternativ 4, användning av formsand som tätskikt på deponi

I Tabell 5 och Bild 12 visas miljöpåverkan för de olika processerna i alternativ 4, där LCA:n gjorts ur deponiägarens perspektiv. Resultaten visar att det är transport av formsand till deponin där den ska användas som tätskikt som utgör den största miljöpåverkan.



Tabell 5. Miljöpåverkan, uppdelat på de olika processerna för alternativ 4, användning av formsand som tätskikt på deponi.

	Klimat-påverkan (kg CO <sub>2</sub> -ekv)	Försurning (kg SO <sub>2</sub> -ekvivalenter)	Över-gödning (kg P-ekv)	Marknära ozon (kg NMVOC)	Primär-energi (MJ)	Resurs-användning (kg Sb-ekv)
<b>Transport formsand + PP-matta</b>	12,6	0,038	0,0011	0,058	210	3,4*10 <sup>-5</sup>
<b>Tillverkning PP-matta</b>	1,25	0,004	0,00021	0,0043	43	2,3*10 <sup>-7</sup>
<b>Utläggning formsand + PP-matta</b>	0,35	0,003	0,0028	0,0047	5,2	6,2*10 <sup>-8</sup>
<b>Totalt</b>	<b>14,2</b>	<b>0,044</b>	<b>0,0014</b>	<b>0,0672</b>	<b>258</b>	<b>0,00003</b>

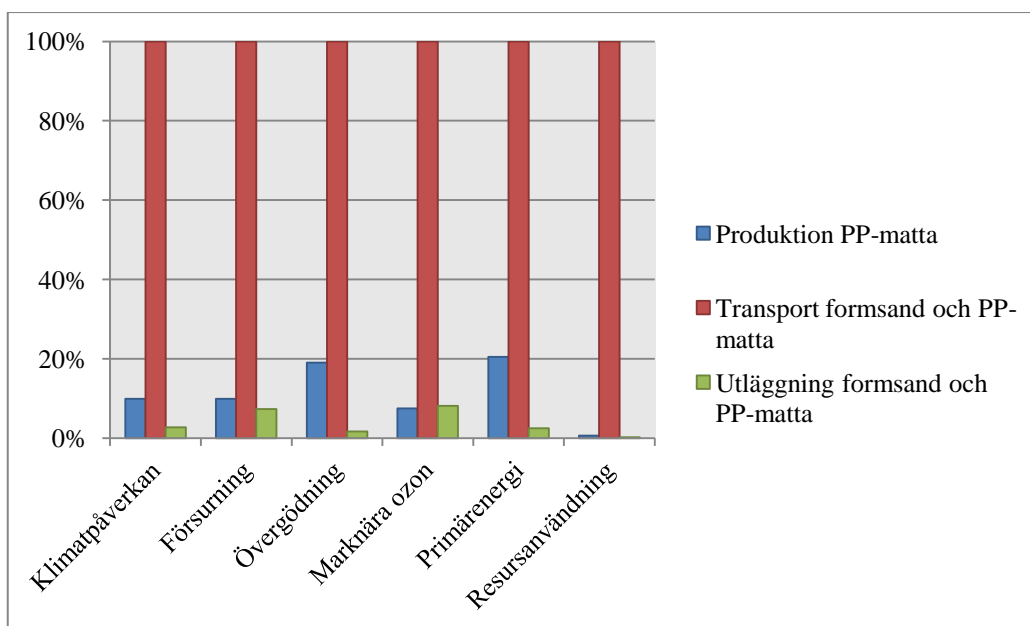


Bild 12. Resultat uppdelat på de olika processerna i alternativ 4, användning av formsand som tätskikt på deponi. För att få en överblick över vilka processer som bidrar mest till miljöpåverkan har processen med störst miljöpåverkan satts till 100 %.

### 3.5 Alternativ 5, användning av bentonitmatta som tätskikt på deponi

Resultaten från alternativ 5, där bentonitmatta använts som tätskikt vid deponi visas i Tabell 6 och i Bild 13. Den största miljöpåverkan för samtliga

miljöpåverkanskategorier kommer från produktion av bentonit men även transporter och produktion av polypropen har viss påverkan, framför allt i miljöpåverkanskategorierna marknära ozon och primärenergi. Eftersom större fraktfartyg inte kan färdas upp till Vänern är det troligt att den sista delen av frakten sker med ett mindre fartyg efter omlastning i Göteborgs hamn. Detta skulle öka miljöpåverkan från transporten marginellt och har därför inte beaktats i denna LCA.

Tabell 6. Miljöpåverkan, uppdelat på de olika processerna för alternativ 5, användning av bentonitmatta som tätskikt på deponi.

	Klimat- påverkan (kg CO2- ekv)	Försurning (kg SO2- ekv)	Över- gödning (kg P-ekv)	Marknära ozon (kg NMVOC)	Primär- energi (MJ)	Resurs- användning (kg Sb-ekv)
<b>Produktion bentonit</b>	5,94	0,047	0,0047	0,021	150,1	2,6*10 <sup>-5</sup>
<b>Transport bentonit</b>	1,02	0,016	0,00016	0,013	16,4	7,6*10 <sup>-7</sup>
<b>Produktion PP</b>	1,48	0,004	0,00005	0,006	56,3	4,3*10 <sup>-8</sup>
<b>Transport PP</b>	0,64	0,002	0,00006	0,003	10,7	1,7*10 <sup>-6</sup>
<b>Produktion bentonitmatta</b>	0,39	0,001	0,00027	0,00081	8,18	3,0*10 <sup>-7</sup>
<b>Läggning och transport bentonitmatta</b>	0,01	0,00008	3,95x10 <sup>-7</sup>	0,0001	0,2	3,7*10 <sup>-9</sup>
<b>Totalt</b>	<b>9,48</b>	<b>0,071</b>	<b>0,0052</b>	<b>0,043</b>	<b>249,8</b>	<b>0,00003</b>

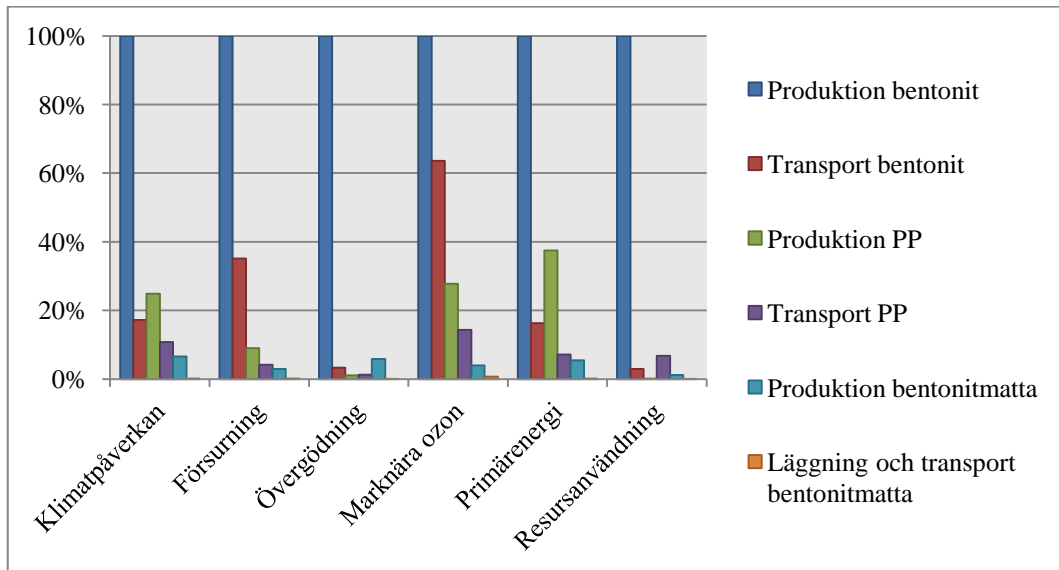


Bild 13. Resultat uppdelat på de olika processerna i alternativ 5, användning av bentonitmatta som tätskikt på deponi. För att få en överblick över vilka processer som bidrar mest till miljöpåverkan har processen med störst miljöpåverkan satts till 100 %.

### 3.6 Alternativ 6, Användning av bentonitstoff från återvinningsprocessen som del av tätskikt för sluttäckning av deponier

I Tabell 7 och Bild 14 visas miljöpåverkan för de olika processerna i alternativ 6, där LCA:n gjorts ur deponiägarens perspektiv. Den mängd bentonitstoff som använts som del i ett 2,2 m<sup>2</sup> stort tätskikt är 30 kg, vilket utgör 3 % av det totala tätskiktet.

Tabell 7. Miljöpåverkan, uppdelat på de olika processerna för alternativ 6, användning av bentonitstoff som del av tätskikt för sluttäckning av deponier.

	Klimat-påverkan (kg CO <sub>2</sub> -ekv)	Försurning (kg SO <sub>2</sub> -ekv)	Över-gödning (kg P-ekv)	Marknära ozon (kg NMVOC)	Primär-energi (MJ)	Resurs-användning (kg Sb-ekv)
<b>Transport bentonit</b>	0,38	0,0011	3,4*10 <sup>-5</sup>	0,0017	6,3	1,0*10 <sup>-6</sup>
<b>Utläggning bentonitstoff och finmaterial</b>	0,34	0,0028	1,8*10 <sup>-5</sup>	0,0047	5,2	6,2*10 <sup>-6</sup>
<b>Totalt</b>	<b>0,72</b>	<b>0,0039</b>	<b>5,2*10<sup>-5</sup></b>	<b>0,0065</b>	<b>11,5</b>	<b>1,1*10<sup>-6</sup></b>

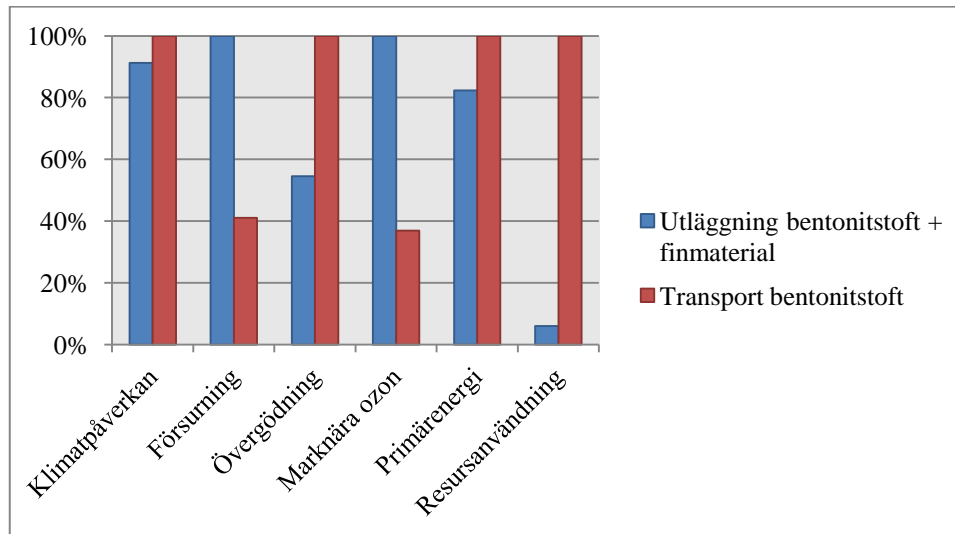


Bild 14. Resultat uppdelat på de olika processerna i alternativ 6, användning av bentonitstoft som del av tätskikt vid sluttäckning av deponier. För att få en överblick över vilka processer som bidrar mest till miljöpåverkan har processen med störst miljöpåverkan satts till 100 %.

### 3.7 Miljöpåverkan från bentonit

Vid användning av återvinningsanläggningen kommer bentonit att finnas i stofffraktionen. Hur mycket och hur stor andel av bentoniten som kommer kunna återvinnas är oklart och därför redovisas i Tabell 8 enbart miljöpåverkan för ett ton bentonit, inklusive brytning, transport till Sverige från Sardinien och processning av bentoniten. Då bentonit kan återvinnas fås en besparing i miljöpåverkan. Det är också möjligt att bentonit från återvinningsprocessen skulle kunna användas som för att binda ihop ett tätskikt av ett annat material, t ex stenmjöl (se alternativ 6). Detta skulle minska transporterna mellan gjuteri och deponi om formsanden samtidigt kunde återvinnas till ny kärnsand jämfört med om formsanden med dess bentonitinhåll skulle användas som tätskikt på deponin.

I det studerade fallet bryts bentoniten på Sardinien där den även aktiveras. Sedan processas den i Sverige vidare till den bentonit som används vid gjuteriet. De data som använts i studien innehåller en process för brytning och framställning av bentonit i Tyskland. Elmixen skiljer sig åt mellan Tyskland, Sverige och Sardinien, men då elanvändningen är relativt liten i förhållande till övrig energianvändning och det dessutom är svårt att utläsa hur stor andel av elen som används i Sverige respektive Sardinien har data från Ecoinventdatabasen för bentonitproduktion med en tysk elmix använts.

Tabell 8. Miljöpåverkan från brytning, transport och framställning av ett ton bentonit.

Klimatpåverkan (kg CO <sub>2</sub> -ekvivalenter)	576
Försurning (kg SO <sub>2</sub> -ekvivalenter)	5,3
Övergödning (kg P-ekvivalenter)	0,4
Marknära ozon (kg NMVOC)	2,8
Primärenergi (MJ)	13,8
Resursanvändning (kg Sb-ekvivalenter)	0,00219

### 3.8 Miljöpåverkan från transport per ton-km

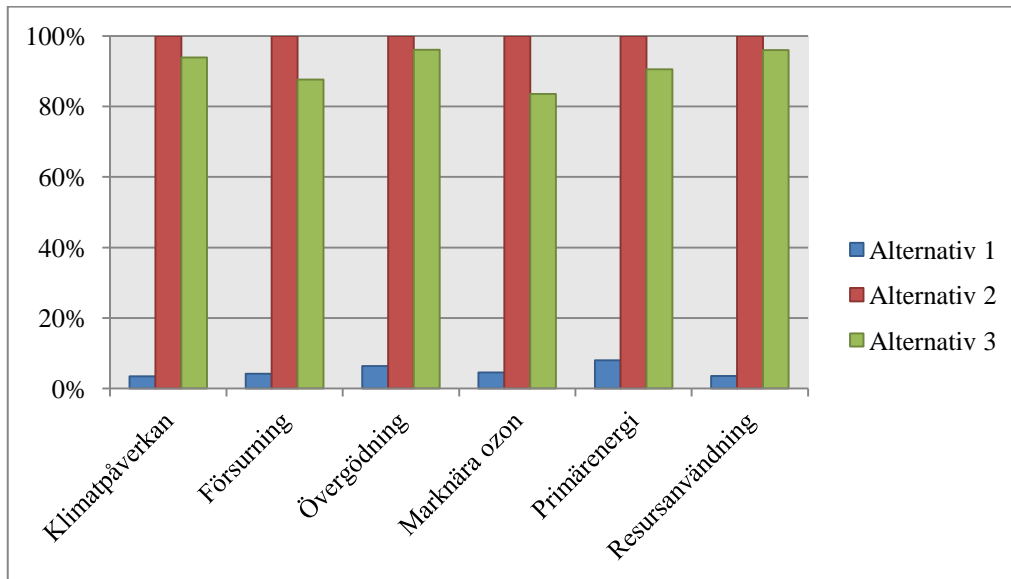
Då mycket av miljöpåverkan kommer från transporter i olika former visas i Tabell 9 miljöpåverkan för en tonkilometers transport med lastbil. Fyllnadsgraden på lastbilen är ett genomsnitt för lastbilstransporter i Europa och anses vara representativ även för sandtransporter.

Tabell 9. Miljöpåverkan per tonkilometer från transport med lastbil 16-32 ton, Euro 5.

Klimatpåverkan (kg CO <sub>2</sub> -ekvivalenter)	0,17
Försurning (kg SO <sub>2</sub> -ekvivalenter)	0,00051
Övergödning (kg P-ekvivalenter)	0,000015
Marknära ozon (kg NMVOC)	0,000773
Primärenergi (MJ)	2,79
Resursanvändning (kg Sb-ekvivalenter)	4,6*10 <sup>-7</sup>

### 3.9 Jämförelse av alternativ 1-3, gjuteriägarens perspektiv

I Bild 15 visas en relativ jämförelse av de tre alternativ som representerar gjuteriägarens perspektiv för de valda miljöpåverkanskategorierna. I samtliga kategorier är det alternativ 1, återvinning av formsand till kärnsand som har överlägset lägst miljöpåverkan. Detta beror till största del av undviken produktion och transport av jungfrulig kärnsand.



*Bild 15. Jämförelse av alternativ 1-3. För att få en relativ överblick över vilka processer som bidrar mest till miljöpåverkan har alternativet med störst miljöpåverkan satts till 100 %.*

### 3.10 Jämförelse av alternativ 4-6, deponiägarens perspektiv

En jämförelse ur deponiägarens perspektiv visas i Bild 16. Alternativ 6, där enbart transport av bentonitstoft och utläggning av bentonitstoft och finmaterial på deponi får i samtliga fall lägst miljöpåverkan. I detta alternativ tas dock ingen hänsyn till miljöpåverkan från utvinning och transport av det finmaterial som tillsammans med bentoniten bildar tätskiktet. För de andra två alternativen varierar det vilket alternativ som har högst miljöpåverkan beroende på vilken miljöpåverkanskategori som studeras. Vad gäller energianvändning har alternativ 4 och 5 liknande inverkan. Alternativ 4, användning av formsand som tätskikt på deponi, har högre miljöpåverkan i kategorierna klimatpåverkan, marknära ozon och resursanvändning. Detta beror på att lastbilstransporterna i alternativ 4 är längre, vilket leder till högre miljöpåverkan i dessa kategorier. I kategorierna försurning och övergödning har alternativ 5, användning av bentonitmatta som tätskikt på deponi högre miljöpåverkan. Båda dessa kan härledas till produktionen av bentonit. För försurning är det användandet av svavelsyra i bentonitframställningsprocessen som har hög miljöpåverkan och för övergödning är det användandet av saltsyra i bentonitframställning som står för det största bidraget.

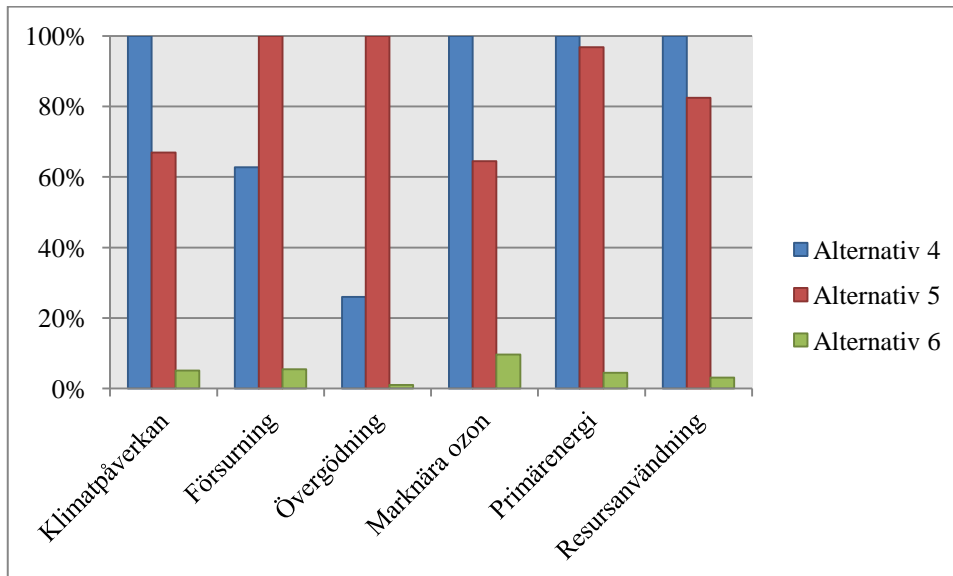


Bild 16. Jämförelse av alternativ 4, 5 och 6. För att få en relativ överblick över vilka processer som bidrar mest till miljöpåverkan har alternativet med störst miljöpåverkan satts till 100 %.

### 3.11 Känslighetsanalys transportavstånd

För att undersöka hur mycket resultaten beror av längden på lastbilstransporterna gjordes en känslighetsanalys med avseende på transportavstånd. Samma transportslag som tidigare användes, men ett scenario där samtliga transportavstånd fördubblats och ett där samtliga transportavstånd halverats gjordes. Detta gjordes endast för lastbilstransporterna eftersom båttransporterna visat sig ha relativt sett låg miljöpåverkan. Avstånden som använts i känslighetsanalysen ses i Tabell 10. För alternativ 6 gjordes ingen känslighetsanalys.

Tabell 10. Känslighetsanalys med avseende på transportavstånd

Transport av	Sträcka	Avstånd normalfall (km)	Avstånd scenario 1 (km)	Avstånd scenario 2 (km)
Rådasand	Råda, Lidköping – Scania, Södertälje	325	162,5	650
Zirkoniumsand	Hamn, Västerås – Scania, Södertälje	120	60	240
Zirkoniumsand	Brytningsplats – Hamn, Australien	200	100	400
Brogårdssand	Habo – Scania, Södertälje	315	157,5	630
Bentonit	Brytningsplats – hamn,	100	50	200

Transport av	Sträcka	Avstånd normalfall (km)	Avstånd scenario 1 (km)	Avstånd scenario 2 (km)
	Sardinien			
Bentonit	Hamn, Hällekis – produktionsplats bentonitmatta	300	150	600
Bentonitmatta	Produktionsplats – Deponi för sluttäckning	300	150	600
Polypropen	Produktionsplats PP – Deponi för sluttäckning	400	200	800
Polypropen	Produktionsplats PP – Produktionsplats bentonitmatta	400	200	800
Formsand	Scania, Södertälje – Deponi, Bro	75	37,5	150

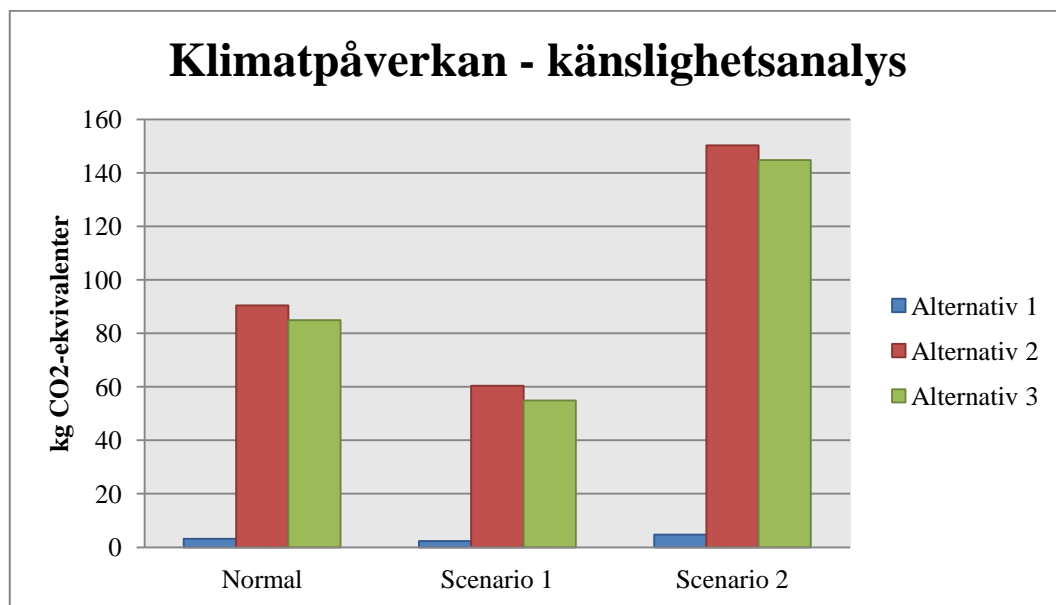


Bild 17. Känslighetsanalys i kategorin klimatpåverkan med olika transportavstånd för alternativ 1-3



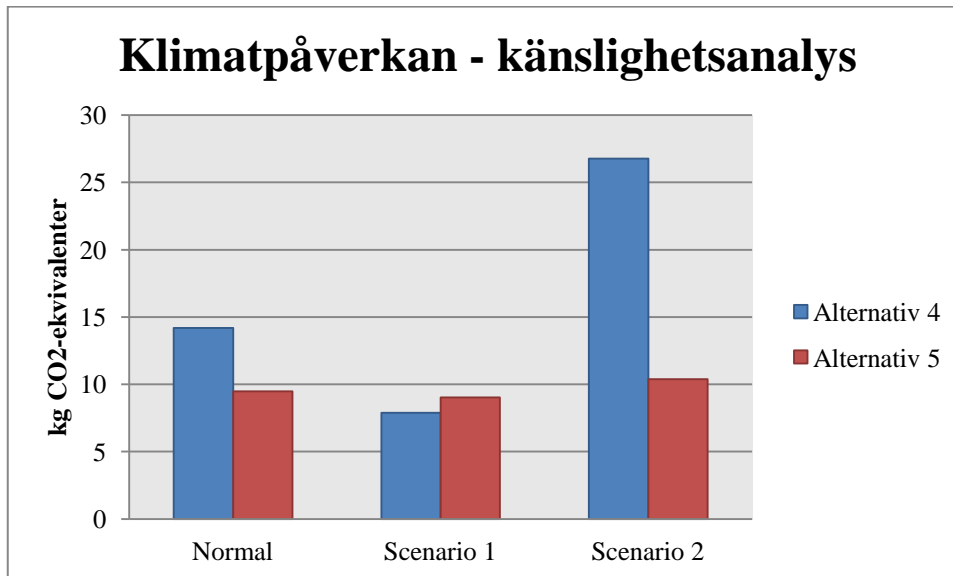


Bild 18. Känslighetsanalys i kategorin klimatpåverkan för alternativ 4 och 5.

I Bild 17 och Bild 18 ses resultaten av känslighetsanalysen för miljöpåverkans-kategorin klimatpåverkan. Om man ser det ur gjuteriägarens perspektiv är trenden att förhållandena mellan de olika alternativen är desamma, återvinningsalternativet (alternativ 1) har betydligt lägre påverkan även då alla transporter halveras. Om man däremot antar deponiägarens perspektiv visar det sig att ett halverat avstånd för samtliga transporter innebär att det är bättre ur klimatsynpunkt att använda formsanden som tätskikt på deponi än att använda bentonitmatta. Här ses även att ett fördubblat avstånd leder till att miljöpåverkan för att använda formsand som tätskikt blir betydligt högre än för att använda bentonitmatta som tätskikt. Detta beror till största del på att det krävs större massa formsand än bentonitmatta, vilket leder till att transportererna får större genomslag i livscykelanalysen. Om man vill sträva efter att minimera miljöpåverkan är det därför viktigt att man vid användning av formsand som tätskikt på deponi huvudsakligen gör detta på deponier som ligger relativt nära gjuteriet.

En annan viktig aspekt när det gäller transporter är att de lastbilar som använts i modelleringen av LCA har en genomsnittlig lastgrad på 32 % som är ett genomsnitt för lastbilstransporter i Europa. I verkligheten är lastgraden förmodligen annorlunda. I en utförligare LCA borde detta tas hänsyn till.

## 4 Slutsatser

Livscykelanalysen visar att för en gjuteriägare är det ur miljösynpunkt mest fördelaktigt att återvinna formsanden till kärnsand. Detta eftersom man då undviker transport och produktion av jungfrulig kärnsand som visat sig ha stor inverkan i alla de miljöpåverkanskategorier som studerats. En annan positiv effekt av återvinningen är om stoftet kan återvinnas till bentonit, vilket kan leda till ytterligare betydande besparing av miljöpåverkan.

Om man som deponiägare har tillgång till bentonit innehållande stoft från återvinningsprocessen, som i alternativ 6, så är detta ur miljösynpunkt det mest fördelaktiga alternativet. För de övriga två alternativen är det för en deponiägare inte lika självklart vilket som är bäst ur miljösynpunkt. Resultaten är starkt beroende av transportavstånd och en generell slutsats kan vara att det är fördelaktigt ur miljösynpunkt att använda formsand som tätskikt om deponin som ska sluttäckas ligger relativt nära gjuteriet. I det studerade fallet är avståndet 75 km och för att formsanden ska utgöra ett bättre alternativ i alla miljöpåverkanskategorier bör avståndet vara kortare.

## 5 Referenser

### Litteratur

CETCO 2012. Technical data sheet Bentomat SS100, GBR-C Geosynthetic clay barrier.

EC – European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010

EEA (2005). The European Environment. State and outlook 2005. Copenhagen, European Environment Agency.

EEA (2001). Eutrophication in Europe's coastal waters. Topic report 7/2001. Copenhagen, European Environment Agency.

Goedkoop M.J., Heijungs R, Huijbregts M., De Schryver A.;Struijs J., Van Zelm R, (2009). ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation <http://www.lcia-recipe.net>

Guinee, J.B., Marieke Gorree, Reinout Heijungs, Gjalt Huppes, Rene Kleijn, Laurant van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H.A. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin, M.A.J. Huijbregts (2001). Handbook on Life Cycle Assessment, Operational guide to the ISO standards Volume 1, 2a, 2b and 3

Hischier and Weidema, Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods, Swiss Ecoivent Centre, 2009

ISO – International Organization for Standardization. Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines. International Standard ISO 14044, Geneva; 2006

Brogård sand AB 2014. Miljörapport för täktverksamhet 2013, Habo.

### Personlig kommunikation

Bodingh Johansson, Maria. Scania. 2014

Döse, Mark. Rådasand AB. 2014

Wetterheim, Mikael. Brogård sand AB. 2014

## Appendix 1. Miljöaspekter

Beskrivning av miljöpåverkanskategorier eller miljöaspekter.

### Klimatpåverkan

Klimatpåverkan mäts i kilogram koldioxidekvivalenter (CO<sub>2</sub>-eq). Klimatpåverkan (eller växthuseffekten) innebär en gradvis förhöjning av medeltemperaturen av jordens atmosfär och oceaner vilket kan starta förändringar av klimatet på jorden. Temperaturökningen beror på ökade utsläpp av gaser såsom CO<sub>2</sub>, metan, vattenånga, dikväveoxid och CFC från antropogena källor, främst från förbränning av fossila bränslen.

### Övergödning

Övergödning mäts i kilogram fosforekvivalenter (P-eq) med LCA-metoden ReCiPe. Utsläpp av gödningsämnen som fosfat eller kväve i en sjö leder till ökad tillväxt av biologiskt material som alger. När algerna dör och sjunker till botten förbrukas syret på botten i nedbrytningsprocessen vilket leder till döda bottnar utan fisk eller växlighet. De största källorna till övergödningen är användning av gödselmedel i jordbruket, kväveoxidutsläpp från energiproduktion och avloppsvatten från hushållen och industrier.

### Försurning

De viktigaste antropogena emissionerna av försurande gaser är svaveldioxid (SO<sub>2</sub>) och kväveoxider (NO<sub>x</sub>) från förbränningsprocesser. Försurning, eller surt regn, mäts i kilogram svaveldioxidekvivalenter och är mest ökänt för skogsskador och försurade sjöar. Mindre känt är att surt regn också ger avsevärda skador på byggnader och historiska monument och att det sura nedfallet hjälper till att frigöra tungmetaller som hamnar i grundvattnet.

Europas emissioner 2005 motsvarade 57 kg SO<sub>2</sub> -ekvivalenter per person (EEA, 2001).

### Marknära ozon

Bildande av marknära ozon, eller sommarsmog, mäts i kilogram NMVOC (non methane volatile organic compounds). Marknära ozon bildas genom en reaktion av flyktiga kolväten, till exempel eten, eller kväveoxider under inverkan av solljus. Effekterna på människor är främst irritation av ögon och slemhinnor samt försämrad andningsfunktion. Ozon har också en kraftig inverkan på växter genom minskad tillväxt; produktionsbortfallet inom det svenska jordbruket beräknas till en miljard per år. Den främsta orsaken till bildningen av marknära ozon är utsläpp från trafiken men även energiproduktion bidrar.

### Primärenergi

Primärenergi mäts i MJ och är ett mått på den inneboende energi som tagits ur naturen i form av olika energibärare. Primärenergin är summan av inneboende energi i olika källor som t ex energin i olja ur marken och potentiell energi från vattenkraft. Detta innebär att primärenergin för en kWh av en energibärare som t ex ånga också

tar hänsyn till förluster då ångan producerades. För beräkning av primärenergi har metoden *Cumulative Energy Demand* använts (Hischier and Weidema, 2009).

**Resursanvändning (abiotic depletion)**

Den miljöpåverkanskategori för resursanvändning som används här är abiotic depletion som är tagen från CML-baseline (Guinee et al., 2001) och mäts i enheten kg antimonekvivalenter (kg Sb-ekv). I kategorin ingår två delar, abiotisk utarmning av grundämnen och reserver samt abiotisk utarmning av fossila bränslen. Den första delen relaterar till uttag av mineraler och baseras på hur stora reserver av respektive ämne som finns. För abiotisk utarmning av fossila bränslen baseras påverkanfaktorerna på det lägre värmevärdet i bränslet.