Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk vurdering af forskellige alternativer for håndtering og behandling af gipsaffald

Miljøprojekt nr. 1410, 2012

Titel:

Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk vurdering af forskellige alternativer for håndtering og behandling af gipsaffald

Redaktion:

Jacob Møller, Stefania Butera, Veronica Martinez Sanchez og Thomas H. Christensen, DTU Miljø.
Mikkel Kromann og Eva Willumsen, COWI A/S

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2012

ISBN nr.

978-87-92779-89-2

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

FORORD **7**

SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER **8**

1.1 FORMÅL OG AFGRÆNSNING 8
1.2 TILGANG OG METODE 8
1.3 RESULTATER AF LIVSCYKLUSVURDERINGEN 9
1.3.1 Følsomhedsanalyser 11
1.4 RESULTATER AF DEN SAMFUNDSØKONOMISKE VURDERING 13
1.4.1 Følsomhedsanalyser 14
1.5 KONKLUSION 16
1.6 PERSPEKTIVERING 19

SUMMARY AND CONCLUSIONS **20**

1.1 PURPOSE AND SCOPE 20
1.2 APPROACH AND METHODOLOGY 21
1.3 RESULTS OF THE LIFE CYCLE ASSESSMENT 21
1.3.1 Sensitivity analyses 23
1.4 RESULTS OF THE ECONOMIC ASSESSMENT 25
1.4.1 Sensitivity analyses 26
1.5 CONCLUSION 27
1.6 PERSPECTIVE 30

2 INDLEDNING **31**

2.1 BAGGRUND 31
2.2 FORMÅL 31
2.3 ORGANISERING 31
2.4 DISPOSITION 32

LIVSCYKLUSVURDERING **33**

3 AFGRÆNSNING OG UDFORMNING AF LIVSCYKLUSVURDERINGEN **34**

3.1 FORMÅL 34
3.2 OVERORDNEDE PRINCIPPER 34
3.3 DEN FUNKTIONELLE ENHED 35
3.4 TIDSHORISONT 35
3.5 SYSTEMGRÆNSER 35
3.6 DATAINDSAMLING OG DATAKVALITET 36
3.7 ALLOKERING 36
3.8 KRITERIER FOR UDELADELSE AF INPUTS OG OUTPUTS 37
3.9 LCA-METODE OG MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER 37
3.10 LCA-MODELLEN EASEWASTE 39
3.11 RAPPORTFORMAT, MÅLGRUPPER OG KRITISK GENNEMGANG AF RESULTATER 39

4 KORTLÆGNING AF LIVSCYKLUS **41**

4.1 FYSISKE OG KEMISKE EGENSKABER FOR GIPS 41
4.2 AFFALDSMÆNGDER 41
4.2.1 Fordeling mellem behandlingsmetoder 42
4.3 SAMMENSÆTNING AF GIPSPLADEAFFALD 43
4.4 LIVSCYKLUSOPGØRELSE VED ANVENDELSE TIL GIPSPLADEFREMSTILLING 43
4.4.1 Indsamling, transport og behandling 43

4.4.2 Substitution 45
4.4.3 Behandling af restprodukter 46
4.5 LIVSCYKLUSOPGØRELSE VED ANVENDELSE TIL CEMENTFREMSTILLING 47
4.5.1 Indsamling, transport og behandling 47
4.5.2 Substitution 48
4.5.3 Behandling af restprodukter 48
4.6 LIVSCYKLUSOPGØRELSE VED ANVENDELSE I KOMPOST 49
4.6.1 Indsamling, transport og behandling 49
4.6.2 Substitution 51
4.6.3 Behandling af restprodukter 53
4.7 LIVSCYKLUSOPGØRELSE VED ANVENDELSE SOM AFDÆKNINGSMATERIALE PÅ SLAGGEBJERGE I TYSKLAND 54
4.7.1 Indsamling, transport og behandling 54
4.7.2 Substitution 56
4.7.3 Behandling af restprodukter 56
4.8 OVERSIGT OVER LIVSCYKLUSOPGØRELSE FOR BEHANDLINGSMETODERNE 57

5 VURDERING AF POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER 59

5.1 POTENTIELLE NETTOMILJØPÅVIRKNINGER 60
5.2 POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER FORDELT PÅ INDSAMLING, TRANSPORT OG BEHANDLING 62
5.3 POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER FORDELT PÅ SAMTLIGE LIVSCYKLUSSTADIER 65
5.3.1 Potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse til gipsplader 65
5.3.2 Potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse til cementfremstilling 67
5.3.3 Potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse til kompost 69
5.3.4 Potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse til afdækning af slaggebjerge 71
5.4 SAMMENFATNING AF RESULTATER 73

6 FØLSOMHEDSANALYSER 76

6.1 BESKRIVELSE AF FØLSOMHEDSSCENARIER 77
6.1.1 Anvendelse af gipsaffald til gipsplader 77
6.1.2 Anvendelse af gipsaffald til cementfremstilling 79
6.1.3 Anvendelse af gipsaffald i kompost 80
6.1.4 Anvendelse af gipsaffald til afdækning i Tyskland 80
6.2 POTENTIELLE MILJØPÅVIRKNINGER I FØLSOMHEDSANALYSER 80
6.2.1 Drivhuseffekt 81
6.2.2 Forsuring 81
6.2.3 Næringssaltbelastning 82
6.2.4 Toksiske miljøpåvirkninger 84
6.2.5 ”Andre” miljøpåvirkninger 86
6.2.6 Kvalitativ vurdering af gips’ indflydelse på komposteringsprocessen 87
6.3 SAMMENFATNING AF RESULTATER AF FØLSOMHEDSANALYSER: 89

7 KONKLUSIONER AF LIVSCYKLUSVURDERINGEN 91

8 REFERENCER 93

SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING 96

9 METODE OG TILGANG 97

9.1 SAMFUNDSØKONOMISK METODE 97
9.1.1 Ikke-værdisatte effekter 98
9.1.2 Usikkerhed 98
9.1.3 Fordelingsmæssige konsekvenser 98

9.2 CENTRALE FORUDSÆTNINGER OG ANTAGELSER I DEN SAMFUNDSØKONOMISKE ANALYSE 98
9.2.1 Beregningspriser og værdisætning af miljøeffekter 99
9.2.2 Diskonteringsfaktoren 99
9.2.3 Skatteforvridning og nettoafgiftsfaktor 100
9.2.4 Geografisk afgrænsning 100
9.2.5 Allerede afholdte investeringer 101
9.2.6 Opgørelse af transportafstande og indsamlingsmønstre 101
9.2.7 Enhedsomkostninger 102
9.3 BUDGETØKONOMISK ANALYSE 102
9.4 SCENARIER 103

10 BEREGNINGSMÆSSIGE FORUDSÆTNINGER 104

10.1 GENERELLE OMKOSTNINGER 104
10.2 DRIFTSØKONOMI VED ANVENDELSE TIL GIPSPLADER 105
10.2.1 Substitution 105
10.2.2 Behandling 105
10.2.3 Indsamling og transport 108
10.3 DRIFTSØKONOMI VED ANVENDELSE I CEMENT 109
10.3.1 Substitution 109
10.3.2 Behandling 109
10.3.3 Indsamling og transport 110
10.4 DRIFTSØKONOMI VED ANVENDELSE I KOMPOST 111
10.4.1 Substitution 111
10.4.2 Behandling 112
10.4.3 Indsamling og transport 115
10.5 DRIFTSØKONOMI VED ANVENDELSE TIL AFDÆKNING 116
10.5.1 Substitution 116
10.5.2 Behandling 116
10.5.3 Indsamling og transport 117
10.6 VÆRDISÆTNING AF EKSTERNALITETER 118
10.6.1 Værdisætning af miljøeffekter 118
10.6.2 Værdisætning af eksternaliteter fra transport 119

11 SAMFUNDSØKONOMISKE RESULTATER 121

11.1 BUDGETØKONOMISK ANALYSE 121
11.2 SAMFUNDSØKONOMISKE RESULTATER FOR BEHANDLINGSFORMERNE 122
11.2.1 Centrale resultater 122
11.2.2 Resultater uden dansk afgrænsning 124
11.3 FØLSOMHEDSANALYSER 125
11.4 IKKE-VÆRDISATTE EFFEKTER 129
11.5 KONKURRENCEMÆSSIGE BETRAGTNINGER 130

12 KONKLUSIONER PÅ DEN SAMFUNDSØKONOMISKE VURDERING 131

12.1 VÆSENTLIGE FORBEHOLD 131
12.2 KONKLUSION 132

13 SAMLET KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING 133

13.1 SAMLET KONKLUSION 133
13.2 PERSPEKTIVERING 133

14 REFERENCER 135

Bilag A Processer benyttet til modellering vha. EASEWASTE 137
Bilag B Review af LCA og samfundsøkonomisk analyse 181

Forord

I denne rapport undersøges de miljø- og samfundsøkonomiske effekter af fire forskellige behandlinger af gipsaffald fra nedrivning og renovering af bygninger. Miljøstyrelsen har besluttet, hvilke konkrete alternativer der skulle modelleres i rapporten. Rapportens resultater skal danne baggrund for en politisk beslutning om, hvorvidt der skal fastsættes behandlingskrav for gipsaffald med henblik på at øge omfanget og kvaliteten af nyttiggørelsen af materialer i affaldet.

Rapporten består af en livscyklusvurdering (LCA) og en samfundsøkonomisk vurdering, udført af henholdsvis DTU Miljø og COWI A/S. Projektet blev igangsat i august 2010 og afsluttet halvandet år efter, ved udgangen af 2011. For at sikre det afrapporterede arbejdes kvalitet er rapporten undervejs og ved projektets afslutning blevet peer reviewet af to eksterne eksperter. Baseret på deres anbefalinger er rapporten blandt andet blevet udvidet med en række følsomhedsanalyser.

Da projektet blev igangsat blev en del gipsaffald eksporteret til to lokaliteter i Tyskland, hvor det blev benyttet til afdækningsformål. I den mellemliggende periode har Miljøstyrelsen forbudt eksport af gipsaffald til de to lokaliteter, og de tyske myndigheder har ligeledes indstillet anvendelsen af gipsaffald på lokaliteterne. I denne rapport indgår afdækning imidlertid på lige fod med de andre tre behandlingsformer. Diskussionen i rapporten om hvorvidt gipsaffaldet erstatter jord, naturgips eller andre materialer, når det anvendes til afdækning i Sehnde, er derfor ikke længere aktuel, idet Miljøstyrelsen ikke har fundet det godtgjort, at andre materialer ville blive benyttet, hvis ikke gips var til rådighed.

Udførelsen af LCA'en såvel som den samfundsøkonomiske vurdering stiller store krav om data, og projektet havde ikke kunnet gennemføres uden bidrag fra aktørerne på området. De danske aktører omfatter Gypsum Recycling A/S, Danbørs A/S, Freiberg & Jespersen A/S, Vestforbrænding I/S, Combineering A/S, *affald danmark* og Renosam. De nævnte aktører har været inddraget via møder og bilateral dialog om data og resultater. Også de danske gipspladeproducenter, Gyproc A/S og Knauf-Danogips A/S har været inviteret til at deltage. Af konkurrencemæssige hensyn har de imidlertid ikke ønsket at deltage.

Livscyklusvurderingen er udført af Jacob Møller, Stefania Butera, Veronica Martinez Sanchez og Thomas H. Christensen fra DTU Miljø.

Den samfundsøkonomiske vurdering er udført af Mikkel Kromann og Eva Willumsen fra COWI A/S.

Peer reviews er gennemført af Henrik Wenzel, Syddansk Universitet, og Cathrine Hagem, Statistics Norway.

Thilde Fruergaard, Robert Heidemann, Linda Bagge og Charlotte Münter, Miljøstyrelsen, har ledet arbejdet med rapporten.

Sammenfatning og konklusioner

1.1 Formål og afgrænsning

Gipsaffald stammer fra nedrivning og renovering af bygninger og kan behandles på forskellige måder. I dansk sammenhæng vurderes fire metoder at være de væsentligste.

Formålet med nærværende projekt er at få belyst og kvantificeret de potentielle miljømæssige og samfundsøkonomiske fordele og ulemper af behandlingsmulighederne for gipsaffald. For at kunne vurdere dette er der gennemført en livscyklusvurdering (LCA) og en samfundsøkonomisk vurdering.

I livscyklusvurderingen søges samtlige relevante emissioner og ressourceforbrug i gipsaffaldets livscyklus opgjort, og vurderingen omfatter også sparede ressourcer og håndtering af restprodukter fra behandlingsteknologierne.
Livscyklusvurderingen danner udgangspunkt for og spiller sammen med den samfundsøkonomiske vurdering. I den samfundsøkonomiske vurdering søges samtlige fordele og ulemper i gipsaffaldets livscyklus opgjort i kr.

Der er opstillet fire scenarier, som indgår i analysen. Hvert af scenarierne omfatter én behandlingsform separat:

- **Gipsplader:** Oparbejdning af gipsaffald med henblik på fremstilling af gipspulver til produktion af nye gipsplader.

- **Cement**: Anvendelse af gipsaffald til fremstilling af cement.

- **Kompostering:** Anvendelse af gipsaffald i kompost som næringsstof og strukturmateriale på landbrugsjord.

- **Afdækning**: Anvendelse af gipsaffald som afdæknings- og konturgivende materiale i Tyskland.

Resultatet af nærværende rapport er et omfattende materiale med aktuel viden om behandlingsformernes miljøeffekter og omkostninger, der vil kunne bruges som en vigtig del af beslutningsgrundlaget for regulering af håndteringen af gipsaffald i fremtiden.

1.2 Tilgang og metode

Miljøvurderingen er udført som en konsekvens-livscyklusvurdering (LCA) ifølge UMIP-metoden på basis af LCA-modellen EASEWASTE. Resultaterne afrapporteres som potentielle miljøpåvirkninger i følgende miljøpåvirkningskategorier:

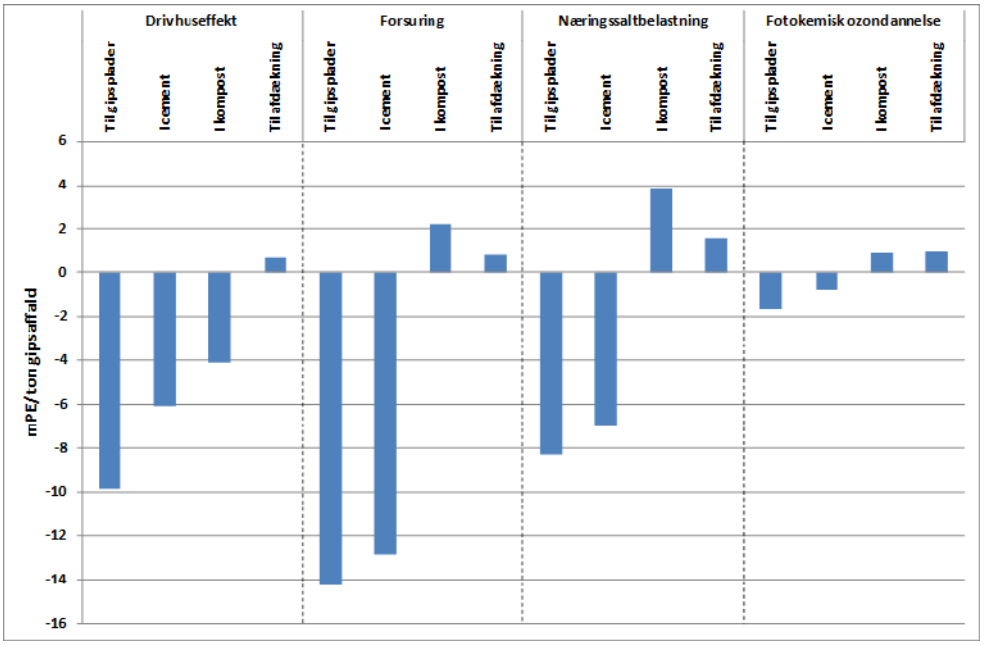
- Ikke-toksiske effekter
- Toksiske effekter
- Ødelagte grundvandsressourcer
- Effekter på lagret økotoksicitet

Den samfundsøkonomiske analyse er udført i overensstemmelse med Miljøministeriets vejledning i "*Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*". Det betyder, at der er gennemført både en samfundsøkonomisk[1] og budgetøkonomisk analyse af de opstillede scenarier. I den samfundsøkonomiske analyse medregnes såvel de direkte økonomiske konsekvenser som de miljømæssige effekter udtrykt i kr.

Nogle effekter kan ikke værdisættes, og de indgår derfor ikke i den kvantitative del af den samfundsøkonomiske vurdering. Det drejer sig primært om emissioner til jord og vand, hvilke er omfattet af livscyklusvurderingens kategorier toksiske effekter, ødelagte grundvandsressourcer og effekter på lagret økotoksicitet.

1.3 Resultater af livscyklusvurderingen

Nedenfor præsenteres resultaterne af de scenarier, som i det følgende refereres til som livscyklusvurderingens basisscenarier. Ved basisscenarier forstås de scenarier, der er valgt som udgangspunkt for livscyklusvurderingen, dvs. scenarier uden følsomhedsanalyser. Figur 0.1 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger målt i (milli)personækvivalenter[2] (mPE) for de fire behandlingsmetoder (et positivt fortegn betyder en nettomiljø*belastning*, mens et negativt fortegn angiver en nettomiljø*besparelse*).



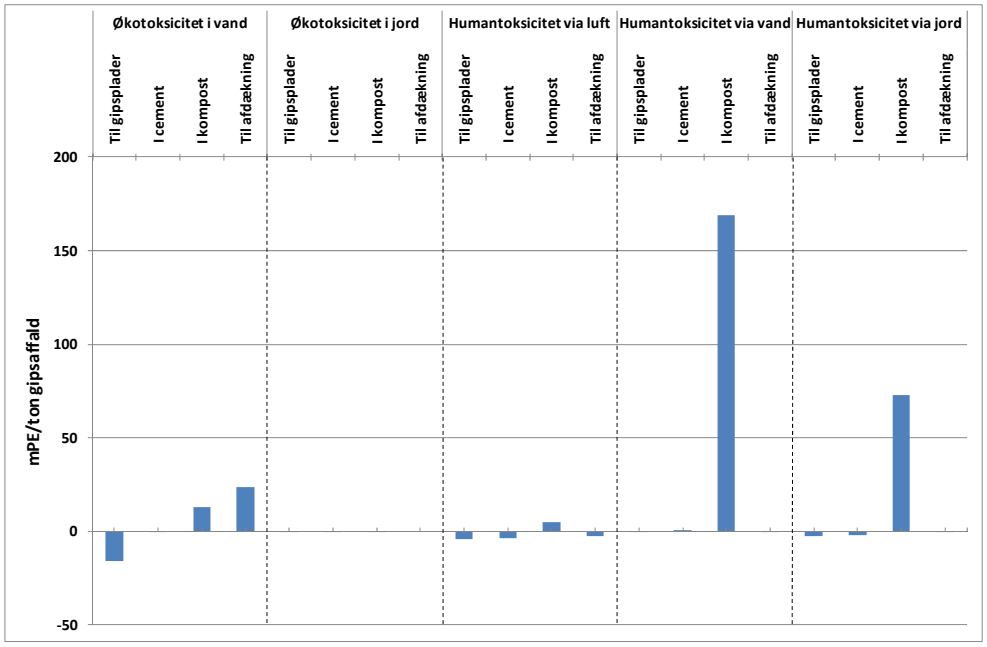
Figur 0.1 Potentielle **ikke-toksiske miljøpåvirkninger** for de fire metoder til håndtering og behandling af gipsaffald målt i millipersonækvivalenter (mPE) per ton gipsaffald.

[1] Ordet samfundsøkonomisk analyse anvendes her. I Miljøministeriets vejledning benyttes ordet velfærdsøkonomisk om det samme begreb.

[2] 1 personækvikvalent betegner en gennemsnitspersons årlige bidrag til miljøbelastninger i den pågældende miljøpåvirkningskategori.

Figuren viser, at oparbejdning af gipsaffald til gipspulver med henblik på fremstilling af nye gipsplader og anvendelse i cement i samtlige påvirkningskategorier giver anledning til nettomiljøbesparelser, som skyldes substitution af mere forurenende teknologier og processer. Anvendelse af gipsaffald i kompost og til afdækning i Sehnde i Tyskland resulterer i nettomiljøbelastninger i alle kategorier undtagen drivhuseffekt for kompostløsningen. Der henvises til figur 5.7, 5.9, 5.11 og 5.13 i rapportens kapitel 5 for en opsplitning af resultaterne på de væsentligste aktiviteter i gipsaffaldets livscyklus.

Figur 0.2 viser de toksiske potentielle miljøpåvirkninger for de fire behandlingsmetoder.



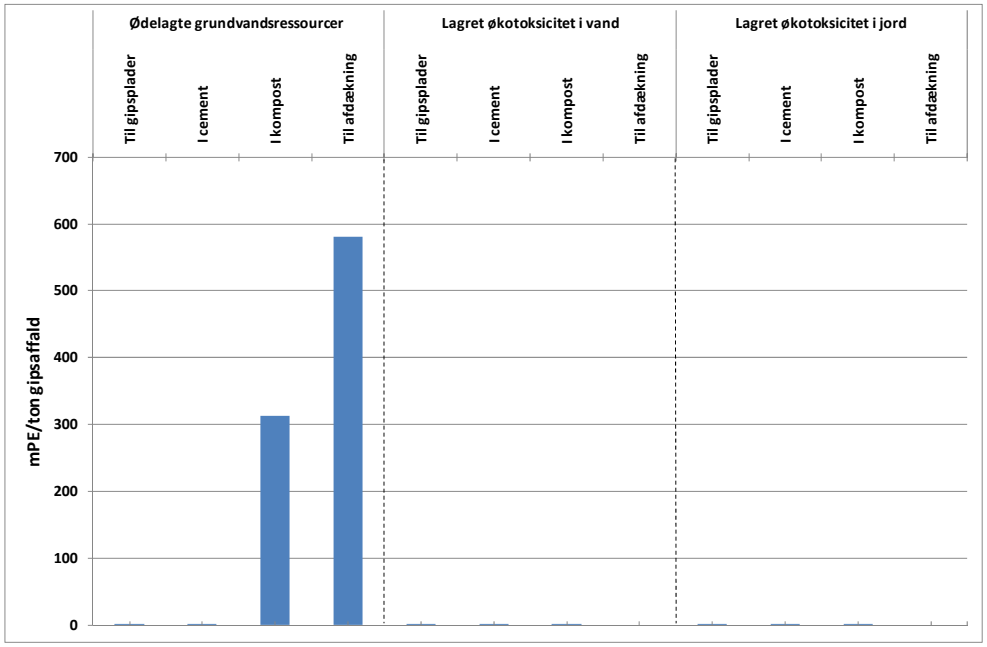
Figur 0.2 Potentielle **toksiske miljøpåvirkninger** for de fire metoder til håndtering og behandling af gipsaffald målt i millipersonækvivalenter (mPE) per ton gipsaffald.

Det fremgår af figuren, at der i disse kategorier i de fleste tilfælde er tale om nettomiljøbelastninger eller små nettobesparelser undtagen for oparbejdning af gipspulver til nye gipsplader i kategorien økotoksicitet i vand, hvor der er en noget større nettomiljøbesparelse.

I kategorien humantoksicitet via luft er der ligeledes nogle meget små nettobesparelser for oparbejdning af gipsaffald til gipsplader og cementfremstilling, mens der i kategorierne humantoksicitet via vand og jord er meget store potentielle nettomiljøbelastninger ved anvendelse af gipsaffald i kompost. Behandlingsmetoden til oparbejdning af gipspulver til nye gipsplader udviser, som i de ikke-toksiske påvirkningskategorier, den bedste miljøprofil med et flertal af nettomiljøbesparelser.

Der henvises til figur 5.8, 5.10, 5.12 og 5.14 i rapportens kapitel 5 for en opsplitning af resultaterne på de væsentligste aktiviteter i gipsaffaldets livscyklus.

På Figur 0.3 ses de potentielle miljøpåvirkninger i kategorierne ødelagte grundvandsressourcer og lagret økotoksicitet i vand og jord.



Figur 0.3 Potentielle **"andre" miljøpåvirkninger** for de fire metoder til håndtering og behandling af gipsaffald målt i millipersonækvivalenter (mPE) per ton gipsaffald (samtlige værdier undtagen for ødelagte grundvandsressourcer ved anvendelse i kompost og til afdækning er mindre end 1 mPE/ton).

Det fremgår af figuren, at de potentielle påvirkninger i form af lagret økotoksicitet er helt ubetydelige for samtlige behandlingsmetoder, hvorfor de ikke indgår i rangordningen. Derimod er der i kategorien ødelagte grundvandsressourcer store potentielle miljøbelastninger i forbindelse med kompost- og afdækningsløsningerne, som skyldes sulfatnedsivning til grundvandet.

1.3.1 Følsomhedsanalyser

For at undersøge miljøvurderingens robusthed over for ændringer af forudsætninger er der udført et antal følsomhedsanalyser.

Substitutionsforhold og emissioner forbundet med kompostering og afdækning af slaggebjerge er mindre veldokumenterede end de tilsvarende forhold ved oparbejdning af gipsaffald til nye gipsplader og cementfremstilling. Der er derfor gennemført følsomhedsanalyser i forbindelse med anvendelse af gipsaffald til kompost og afdækning af slaggebjerge i Tyskland, som belyser konsekvenser af at ændre forudsætningerne for vurdering af disse to behandlingsmetoder. Endvidere er der gennemført følsomhedsanalyser, som viser betydningen for oparbejdning af gipsaffald ved alternativ substitution af naturgips i forhold til basisanalysen, hvor der substitueres naturgips fra Spanien. Endelig er der gennemført en følsomhedsanalyse, som viser betydningen af den geografiske placering af cementløsningen.

De vigtigste resultater af følsomhedsanalyserne er:

- Det europæiske gipsmarked er sammensat af naturgips, kraftværksgips samt gipsaffald fra nedrivning og renovering af bygninger. Hvilken type gips, der anvendes til produktion af f.eks. gipsplader afhænger af udbud og efterspørgsel samt gipskvaliteten. Ifølge tal fra Danmarks Statistik og oplysninger fra branchen produceredes danske gipsplader indtil 2009 i overvejende grad af naturgips fra Spanien. Finanskrisen har imidlertid ændret billedet en del, og der er derfor undersøgt betydningen af, at

gipsaffald anvendt til gipsplader i Danmark substituerer kraftværksgips fra Tyskland i stedet for som antaget i basisscenariet naturgips fra Spanien (jf. kapitel 6.1.1 for en detaljeret beskrivelse af de ændrede antagelser). Ved en kaskadeeffekt kan dette resultere i, at gipsaffald substituerer tysk naturgips. Dette medfører mindre miljøbesparelser end i basisscenariet pga. mindre undgået skibstransport og resulterer i, at cementfremstilling bliver bedre end gipspladefremstilling mht. forsuring, næringssaltbelastning og økotoksicitet i vand.

- Ved anvendelse af gipsaffald til gipsplader kan substitution af tysk kraftværksgips have en anden kaskadeeffekt afhængig af gipsmarkedet i Tyskland. I dette tilfælde substitueres import af naturgips fra Spanien til Holland. Dette havde kun mindre effekt i forhold til basisscenariet, da forskellen her skyldes forskellen i skibstransportafstand fra Spanien til hhv. Holland og Danmark.

- For at undersøge betydningen af den geografiske placering af cementfabrikken ved anvendelse af gipsaffald i cement blev der udført en følsomhedsanalyse med cementfabrikken placeret i Danmark i stedet for Sverige. Dette gjorde anvendelse i cement bedre end i basisscenariet pga. mindre transport, men det var stadig marginalt dårligere end anvendelse til gipsplader. Det skyldes antagelsen om, at sorteringen af gipsaffald kunne beskrives som et gennemsnit af sorteringen i forbindelse med gipspladefremstilling og anvendelse i kompost (jf. kapitel 6.1.2 for en detaljeret beskrivelse).

- For at demonstrere effekten af *substitution af svovlgødning* ved anvendelse af gipsaffald i kompost er yderpunkterne, dvs. ingen substitution og fuld substitution, beregnet:

  Ingen substitution resulterer i mindre miljøbesparelser ved drivhuseffekt og større nettomiljøbelastninger for de resterende påvirkningskategorier, men rangordenen i forhold til basisscenarierne ændres ikke.

  Ved fuld substitution af svovlgødning er der en væsentlig ekstra besparelse på drivhuseffekten, og de resterende miljøpåvirkningskategorier påvirkes også i positiv retning, især i påvirkningskategorien ødelagte grundvandsressourcer, hvor nettobelastningen falder til nul, da der ikke er nogen sulfatudvaskning. Rangordningen i forhold til basisscenarierne ændrer sig mht. drivhuseffekt, forsuring og ødelagte grundvandsressourcer. Kompostering er dog stadig miljømæssigt set mindre hensigtsmæssigt end anvendelse til gipsplader i samtlige påvirkningskategorier, men er nu bedre end cementfremstilling i én påvirkningskategori og bedre end afdækning i fire påvirkningskategorier.

  Fuld substitution af svovlgødning vil kræve tilsætning af en mindre mængde gipsaffald per ton kompost eller alternativt udspredning af komposten på et større landbrugsareal for at nå ned på de anbefalede svovlgødningsmængder, dvs. maksimalt 50 kg S/ha. I forhold til de anvendte svovlmængder på ca. 255 kg S/ha vil det kræve tilsætning af blot 1/5 af denne mængde til komposten eller udspredning af komposten på et fem gange så stort areal. Det har ligget uden for projektets rammer at vurdere, hvorvidt det er realistisk at nå ned på en acceptabel dosis i forhold til svovlbehov. Det kan konstateres, at det har været almindelig praksis at udsprede de ovennævnte svovlmængder, hvorfor der refereres til denne praksis som basisscenariet.

- Da der er en vis usikkerhed om, hvilken type svovlgødning, gipsen substituerer, er der udført en følsomhedsanalyse under samme forudsætninger som basisscenariet, men hvor det antages, at svovlgødskning sker med naturgips. Dette medfører ingen rangforskydninger i forhold til basisscenariet, hvilket skyldes, at de sparede nettomiljøpåvirkninger ved substitution af naturgips og svovlgødning er i samme størrelsesorden.

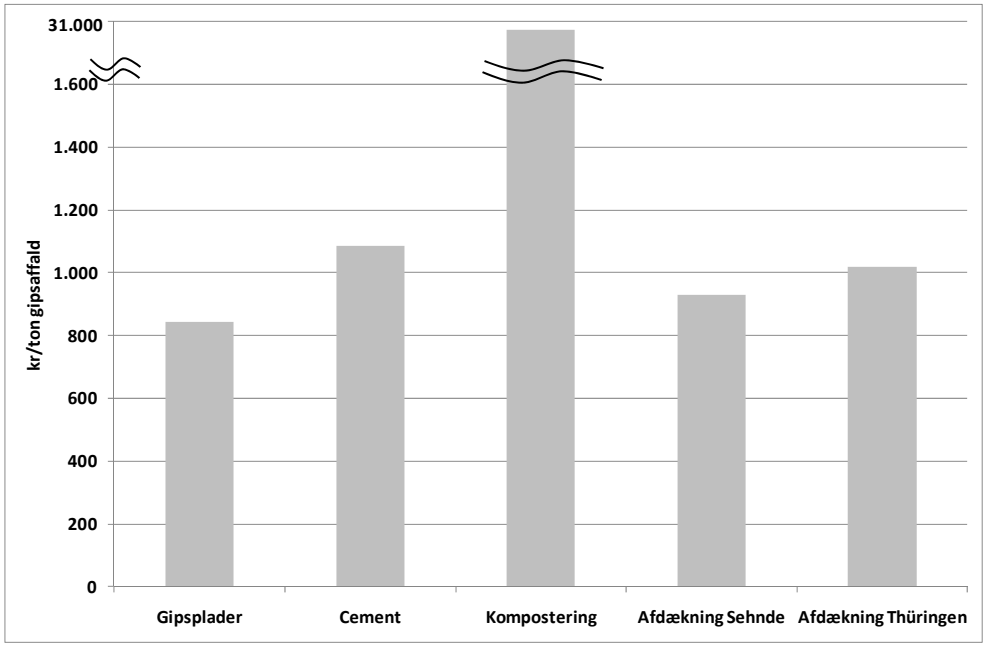
- I forbindelse med afdækningsløsningen i Tyskland er der en teoretisk mulighed for, at der kan dannes *svovlbrinte fra gipsaffaldet*. Der blev udført en følsomhedsanalyse med omdannelse af 1% af gipsaffaldets svovlindhold til svovlbrinte. Dette har stor effekt i påvirkningskategorierne forsuring og humantoksicitet via luft, men det ændrer kun rangordenen i førstnævnte kategori.

- I basisscenariet for afdækning af slaggebjerge i Tyskland er det antaget, at metalgenanvendelsen er 0,9 % (meget lig de resterende basisscenarier). For at undersøge konsekvensen af en mindre effektiv udsortering er der udført en følsomhedsanalyse, hvor kun 0,2 % genanvendeligt metalaffald udsorteres fra gipsaffaldet. Da metalgenanvendelse medfører besparelser i de fleste miljøpåvirkningskategorier resulterer dette i større miljøpåvirkninger, men rangordenen af scenarierne ændres ikke.

- I basisscenariet for afdækning af slaggebjerge i Tyskland er forudsætningen, at *gipsaffaldet substituerer jord*. For at undersøge konsekvensen af en ændring af denne forudsætning er der udført en følsomhedsanalyse, hvor det i stedet antages, at naturgips substitueres. Dette giver anledning til store miljøbesparelser, som sidestiller denne løsning med cementfremstilling og oparbejdning af gipsaffald til nye gipsplader.

1.4 Resultater af den samfundsøkonomiske vurdering

Analysens beregnede samfundsøkonomiske enhedsomkostninger per ton gipsaffald fremgår af Figur 0.4.



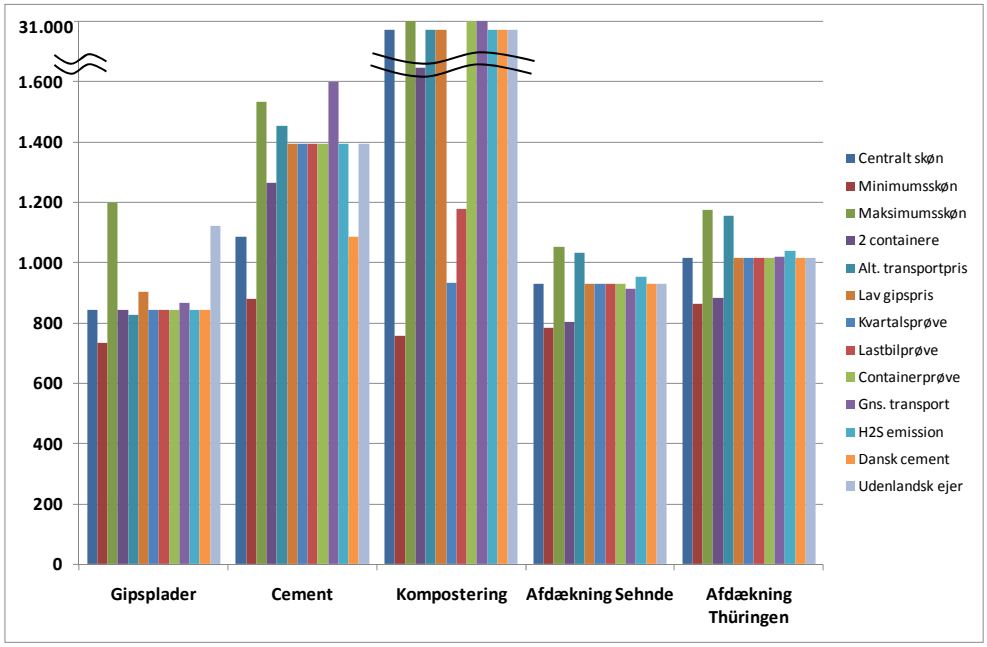
Figur 0.4 Samfundsøkonomiske omkostninger for behandlingsformerne, kr/ton gipsaffald
Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Figuren viser, at de samfundsøkonomiske omkostninger for gipspladeproduktion og afdækningsformål - med usikkerhederne i bestemmelsen heraf - er tæt på at være ens. Behandling til cementproduktion i Sverige er markant dyrere. Dette skyldes dog udelukkende den lange transportafstand til Sverige. De beregnede behandlingsomkostninger til kompostering er uden for skala. Dette skyldes, at der er indregnet omkostninger til omfattende læsbaserede[3] prøvetagninger af gipsaffaldet, som er skønnet nødvendige i forhold til efterlevelse af Miljøstyrelsens regler herom.

1.4.1 Følsomhedsanalyser

En række forudsætninger er bestemt med usikkerhed, og der er gennemført følsomhedsanalyser, som belyser resultaterne under alternative forudsætninger. Resultatet af de gennemførte følsomhedsanalyser fremgår af nedenstående figur.

[3] Hermed menes, at der er beregnet prøvetagningsomkostning hver gang en erhvervsdrivende læsser gipsaffald af på en genbrugsstation.



Figur 0.5 Resultat af de udførte følsomhedsanalyser, kr/ton gipsaffald

Figuren viser, at de valgte følsomhedsanalyser i store træk ikke synes at ændre på den indbyrdes rangordning af samfundsøkonomien i behandlingsformerne. Undtaget herfra er:

- Fravær af læs- og containerbaserede *prøvetagningsomkostninger* til kompostering, hvilket vil bevirke, at denne løsning samfundsøkonomisk er på niveau med gipsplade- og afdækningsløsningerne.

- Landsgennemsnitlige frem for faktiske (regionale) *transportomkostninger* gør kompostering og cement 100-200 kr/ton dyrere, fordi disse løsninger med de centrale antagelser er placeret forholdsvis tæt på deres efterspørgsel. Skulle disse løsninger være landsdækkende, ville omkostningerne stige markant. For kompostering gælder dog, at tilsvarende anlæg ville kunne placeres andre steder i landet, hvorved transportomkostningerne ville kunne blive mindre.

- *Indsamling* med to containere frem for en giver omkring 100 kr/ton bedre økonomi for alle andre løsninger end gipsplader. Det vil formentlig kun være i meget tætbefolkede områder (København, måske Aarhus) at der kan indsamles to containere.

- Hvis en eventuel *profit hos gipspladeproducenterne* overføres fuldstændigt til udenlandske økonomiske aktører, tæller den som en samfundsøkonomisk omkostning for Danmark. Værdien heraf er 250 kr/ton gipsaffald til ulempe for gipspladeproduktion.

Vurderingen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige behandlinger af gipsaffald giver således et lidt blandet billede, hvorfor det er vanskeligt at anbefale én metode som den bedste begrundet i samfundsøkonomiske fordele.

Det blandede billede skyldes flere forhold:

- For det første har det ikke været muligt at indhente præcise og dækkende *økonomiske data* for selve behandlingsomkostningerne på de enkelte

anlæg, da anlægsejerne har ønsket at hemmeligholde disse oplysninger af konkurrencemæssige årsager. En række af oplysningerne er derfor skønnede eller antaget ud fra f.eks. listepriser for behandling.

- For det andet er *behandlingsformerne vanskeligt sammenlignelige*, da de er placeret geografisk forskellige steder. Nogle af behandlingsformerne kan tænkes flyttet eller repliceret andre steder i Danmark (kompost og cement), mens andre er bundet til en givet geografisk lokalitet (afdækning).

- For det tredje er *markedet for afsætning af affaldsgipspulver præget af oligopol og lokale geografiske monopoler*. Det betyder, at behandlingsformernes omkostninger er påvirket af gipspulveraftagernes markedsmagt. Med andre ord prissættes affaldsgips formentlig efter affaldsproducenternes betalingsmuligheder samt konkurrerende behandlingsformer. For udenlandsk ejede aftagere kan denne markedsmagt også tænkes at påvirke det samfundsøkonomiske resultat. Det har ikke ligget inden for rammerne af denne opgave at undersøge disse forhold til bunds.

- For det fjerde *eksisterer der ikke miljømæssige enhedsomkostninger* for udledning af svovlforbindelser til overflade- og grundvand, samt tungmetaller til jord. Derfor kan disse miljøulemper ikke værdisættes, og indgår således ikke i den samfundsøkonomiske vurdering af kompost- og afdækningsløsningerne.

- For det femte er kravene til prøvetagning af gipsaffald til brug for kompost meget afhængig af gipsaffaldets ensartethed. Dette har stor indflydelse på beregningen af de samfundsøkonomiske omkostninger for kompost. Man kan forestille sig læs af gipsaffald (f.eks. rent gipsafskær i store mængder fra samme kilde), hvor prøvetagningsomkostningerne vil blive markant mindre end beregningernes centrale antagelser.

1.5 Konklusion

Miljøpåvirkningerne i forbindelse med håndtering af gipsaffald er for alle behandlingsmetoder i flertallet af påvirkningskategorierne små, mindre end 20 mPE/ton gipsaffald. Dette resulterer i, at indsamling og transport samt udnyttelse af restfraktioner fra gipsaffaldet har relativ stor betydning for resultaterne. Denne betydning er større for genanvendelse af gips end for andre genanvendelige materialer, såsom metal og papir, idet miljøpåvirkningen fra oparbejdning af affaldsgips og fra udvinding af naturgips er meget små. I begge tilfælde er der tale om enkle mekaniske processer såsom gravning og knusning, og der er ingen kemiske processer involveret.

Det er derfor vigtigt at være opmærksom på, at stedspecifikke forhold, såsom transportafstande og behandling af restprodukter, kan være afgørende for miljøvurderingen.

Ud fra en ren miljømæssig betragtning kan det konkluderes at:

- De valgte scenarier for oparbejdning af gipsaffald med henblik på fremstilling af gipspulver til produktion af nye gipsplader og anvendelse til cementfremstilling er jævnbyrdige løsninger, omend produktion af gipsplader fremstår lidt bedre end cementløsningen. Begge løsninger udviser de samme miljøbesparelser som i stor udstrækning kommer fra substitution af naturgips og derved undgået transport af naturgips til

Danmark. Disse effekter er begge direkte knyttet til teknologierne, idet det antages, at gipsaffaldet erstatter naturgips i forholdet én til én ved fremstilling af gipspulver og ved cementfremstilling. Det er således ikke gipspladefremstilling og cementfremstilling som teknologier betragtet, der adskiller de to løsninger, men de miljømæssige påvirkninger knyttet til indsamling, transport og oparbejdning af gipsaffaldet samt disponering af restprodukter bestående af udsorteret metal og en papirfraktion. Af disse parametre spiller transport den største rolle, idet cementfremstilling antages at foregå i Sverige.

- Anvendelse af gipsaffald som næringsstof og strukturmateriale i kompost og anvendelse som afdækningsmateriale på slaggebjerge i Tyskland er begge miljømæssigt set mindre gode end de to ovennævnte behandlingsmetoder. Årsagen hertil er for kompostløsningens vedkommende, at det i modelleringen er forudsat, at en stor del af gipsens svovlindhold udvaskes som sulfat som følge af, at der udbringes mere svovl, end planterne kan optage. Sulfatudvaskningen resulterer i en stor nettobelastning i kategorien ødelagte grundvandsressourcer. Desuden bidrager kompostløsningen relativt meget til kategorierne humantoksicitet via jord og vand som følge af, at det er den eneste behandlingsmetode, hvor gipsaffaldet kommer i kontakt med landbrugsjord og dermed indirekte med mennesker. Her skal det dog nævnes, at en eventuel positiv effekt af gips på selve komposteringsprocessen i form af mindre drivhusgasemission og ammoniakfordampning ikke er medregnet, idet det ikke var muligt at kvantificere og heller ikke verificere en sådan mulig effekt. Anvendelse som afdækningsmateriale belaster især miljøet pga. transporten til Tyskland og miljøpåvirkningerne knyttet hertil samt udvaskning af sulfat fra gipsen, som potentielt kan ende i grundvandet og dermed skade dette. Samtidig er der ikke miljøbesparelser forbundet med substitution af naturgips ved anvendelse som afdækningsmateriale, og dette adskiller ligeledes denne løsning fra anvendelse til gipsplader og cementfremstilling. Brug af gipsaffald i kompost og til afdækning er således under de givne forudsætninger som teknologier betragtet miljømæssige ringere løsninger end de to andre behandlingsmetoder.

- I en række følsomhedsanalyser blev miljøvurderingens robusthed testet i forhold til ændringer af de grundlæggende forudsætninger. Der blev udført ni følsomhedsanalyser heriblandt ændrede substitutionsforhold i forbindelse med anvendelse af gipsaffald til gipsplader, ændret geografisk beliggenhed af cementfabrikken, andre substitutionsforhold for svovlgødning ved anvendelse i kompost, samt antagelse af udsivning af svovlbrinte og substitution af naturgips ved anvendelse til afdækning i Tyskland. Ud af disse følsomhedsanalyser var de mest markante resultater, at antagelsen om 100 % substitution af svovlgødning af gips i kompost forbedrede kompostløsningen væsentligt samt at antagelsen om, at gipsaffaldet substituerede naturgips ved afdækning af slaggebjerge i Tyskland, gjorde denne løsning miljømæssigt konkurrencedygtig med anvendelse af gipsaffald til gipsplader og i cementfremstilling. Fra et økonomisk perspektiv vurderes dette imidlertid ikke at være realistisk.

Den samfundsøkonomiske vurdering bygger ovenpå livscyklusvurderingens resultater og værdisætter livscyklusvurderingens emissioner til luft, men værdisætter ikke emissioner til jord og vand. De overordnede konklusioner af den samfundsøkonomiske vurdering er:

- De samfundsøkonomiske omkostninger synes at være forholdsvis ens for brug til gipsplader og afdækningsformål. For afsætning til cementproduktion i Sverige er transportafstanden så lang, at transportomkostningerne bliver væsentlige. Hvis afsætning til cementproduktion kunne foregå i Danmark, ville forskellen mellem denne løsning og anvendelse til produktion af gipsplader indsnævre sig til forskellen i indsamlingsomkostningerne. Endelig er de samfundsøkonomiske omkostninger ved kompostering væsentligt højere, fordi gipsaffaldets karakter skønnes at kræve omfattende prøvetagninger. Uden disse prøver ville behandlingsomkostningerne ligge på niveau med de øvrige behandlinger.

- Oparbejdning til gipsplader er således en samfundsøkonomisk konkurrencedygtig behandlingsform, på trods af at listepriserne for denne behandlingsform er væsentligt højere end kompost og afdækning.

- De kvantificerede miljøeffekter er samfundsøkonomisk set af behersket betydning, dvs. op til 15 % af den samlede samfundsøkonomiske omkostning. De betydeligste miljøeffekter opstår fra afværget svovludledning fra skibstransport af naturgips, samt CO_2 besparelser fra genanvendelse af metal. Disse effekter optræder dog uden for Danmarks grænser, og kræver således en global afgrænsning for at skulle medregnes som en samfundsøkonomisk fordel. Følsomhedsanalyser med andre antagelser om substitution af naturgips har således en vis betydning for resultatet, men ikke nok til at ændre rangordningen af behandlingsløsningerne.

- I den samfundsøkonomiske analyse inkluderes miljøpåvirkningerne fra livscyklusvurderingen i det omfang, at de kan værdisættes. Da emissioner til jord og vand ikke kan værdisættes betyder det, at effekterne i kategorierne toksiske effekter, ødelagte grundvandsressourcer og effekter på lagret økotoksicitet ikke er værdisat i den samfundsøkonomiske analyse. Det betyder, at ovennævnte konklusioner skal sammenholdes med det forhold, at kompostering potentielt er forbundet med miljøeffekter på humantoksicitet og ødelagte grundvandsressourcer, som gør denne løsning uattraktiv miljømæssigt. Endvidere er afdækningsløsningen forbundet med potentiel sulfatnedsivning, som vil kunne ødelægge grundvandsressourcerne. Disse forhold er til fordel for gipsplade- og cementløsningen, mens det trækker ned i vurderingen af afdækningsløsningen. Endvidere forstærker det konklusionen om, at komposteringsløsningen er samfundsøkonomisk ufordelagtig.

Den samlede centrale vurdering af de fire alternative behandlingsformer er opsummeret i nedenstående tabel. Det bør bemærkes, at tabellen ikke kan stå alene, men bør læses i sammenhæng med ovenstående tekst og de usikkerheder, som analysen er forbundet med.

Tabel 0.1 Rangordning af behandlingsformer ved basisantagelser

Behandlingsform	Samfundsøkonomisk analyse, værdisatte effekter	Ikke-værdisatte effekter (del af LCA-effekter)	Samlet
Gipsplader	1	1	1
Cement	2	1	2?
Kompostering	3*	2	3*
Afdækning	1	2	2?

1: Bedst, 2: Næstbedst, osv.
* Under forudsætning af høje prøvetagningsomkostninger.

Det fremgår af tabellen, at produktion af gipsplader samlet set fremstår som den mest fordelagtige behandlingsform. Cementproduktion i Sverige og afdækning fremstår som næstbedst. Den indbyrdes rangorden af disse to løsninger afhænger af, hvilken vægt miljøeffekterne fra afdækning tillægges. Kompostering fremstår som den mindst fordelagtige løsning, men det skal bemærkes, at denne konklusion afhænger af de centrale forudsætninger om høje omkostninger til prøvetagning.

1.6 Perspektivering

Det danske marked for behandling af gipsaffald er præget af få aktører og behandlingsformer. Affaldsproducenterne søger efter stadigt billigere alternativer, og umiddelbart synes konkurrencen begrænset.

Denne analyse har imidlertid vist, at oparbejdning af gipsaffald til genanvendeligt gipspulver er et marked, som synes at have potentiale til en betydelig grad af konkurrence: Der findes i hvert fald 3 aktører (Gypsum Recycling, Freiberg & Jespersen og PR Slam), som har hver deres teknologi til oparbejdning til gipspulver, og alle tre synes at være i stand til at oparbejde pulveret til en kvalitet, som er anvendelig til krævende formål, såsom cement- og gipspladeproduktion.

De økonomiske vanskeligheder ved afsætning af affaldsgipspulver ligger tilsyneladende i, at pulveret afsættes til en dårlig pris set i forhold til prisen på naturgips inkl. skibstransport. Den dårlige pris må formodes at være betinget af den meget begrænsede konkurrence blandt aftagerne af affaldsgipspulver.

En af de få ting, der giver gipspladeproducenterne incitament til ikke at kræve betaling (eller kræve højere betaling) for gipspulveret, er, at gipsaffaldet i stigende grad afsættes til kompostering og afdækningsformål. Uden disse to behandlingsformer ville gipspladeproducenterne have mulighed for at sætte højere priser, fordi de i praksis ville have et lokalt monopol på køb af gipspulver til genanvendelse.

Nogle af gipsaffaldsbehandlerne arbejder dog på at udvide markedet for afsætning af affaldsgipspulver til andre producenter, der benytter sig af gips. Det har ligget uden for rammerne af denne analyse at vurdere dette potentiale.

Størrelsen af markedet for afsætning af gipspulver er vurderet at ligge i omegnen af 50.000 tons. Hvis gipspladeproducenter f.eks. formår at tage 200 kr/ton i overnormal profit, beløber dette sig samlet til 10 mio. kr. om året. Af dette beløb er det kun den del, som ender i udenlandske borgeres lommer, der kan betragtes som et samfundsøkonomisk tab.

Summary and conclusions

1.1 Purpose and scope

Gypsum waste originates from demolition and renovation of buildings and it can be treated in different ways. In Denmark, four treatment methods are considered to be the most important.

The purpose of the present project is to analyse and quantify the potential environmental and economic costs and benefits of different treatment methods for gypsum waste. To achieve this purpose, a life cycle assessment (LCA) and an economic assessment have been carried out.

In the life cycle assessment all relevant emissions and resource usage throughout the life cycle of the gypsum waste are assessed along with saved resources and handling of the residual products from the treatment methods. The life cycle assessment forms the basis for - and plays together with - the economic assessment. In the economic assessment, all costs and benefits in the life cycle of the gypsum waste are valued in monetary terms.

The analysis comprises four scenarios. Each of the scenarios covers one treatment method:

- **Plasterboard:** Use of gypsum waste to produce gypsum powder used for production of new plasterboards.

- **Cement**: Use of gypsum waste to production of cement.

- **Compost:** Use of gypsum waste in compost as nutrient and structural material in agricultural soil.

- **Slag heap cover**: Use of gypsum waste as covering and profile material for slag heaps in Germany.

The result of the present report comprises a comprehensive material with actual knowledge and data on the environmental impacts and economic costs of the treatment methods. This material can be used as an important part of the basis for a decision regarding the future regulation of the treatment of gypsum waste.

1.2 Approach and methodology

The environmental assessment is carried out with the LCA model EASEWASTE as a consequential life cycle assessment according to the UMIP methodology. The results are reported as the potential environmental impacts in the following categories:

- Non toxic impacts
- Toxic impacts
- Spoiled ground water resources
- Impacts on stored eco-toxicity

The economic analysis is carried out in accordance with the guidelines of the Danish Ministry of Environment "*Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*". This implies that both an economic cost-benefit analysis and a budget analysis have been carried out for each of the four scenarios. In the economic cost-benefit analysis, both the direct financial consequences and the external effects are quantified in monetary terms.

Some impacts cannot be quantified in monetary terms, and they are therefore not part of the economic analysis. This is primarily the case for emissions to soil and water (part of the toxic impacts of the LCA) and spoiled ground water resources.

1.3 Results of the life cycle assessment

The results of the life cycle assessment are presented below for the scenarios referred to as the base analysis. The base analyses cover all scenarios but the sensitivity analyses. Figure 0.1 shows the potential non-toxic environmental impacts measured in (milli) person equivalents (mPE) for the four treatment methods (a positive sign indicates a net environmental *burden*, while a negative sign indicates a net environmental *benefit*).

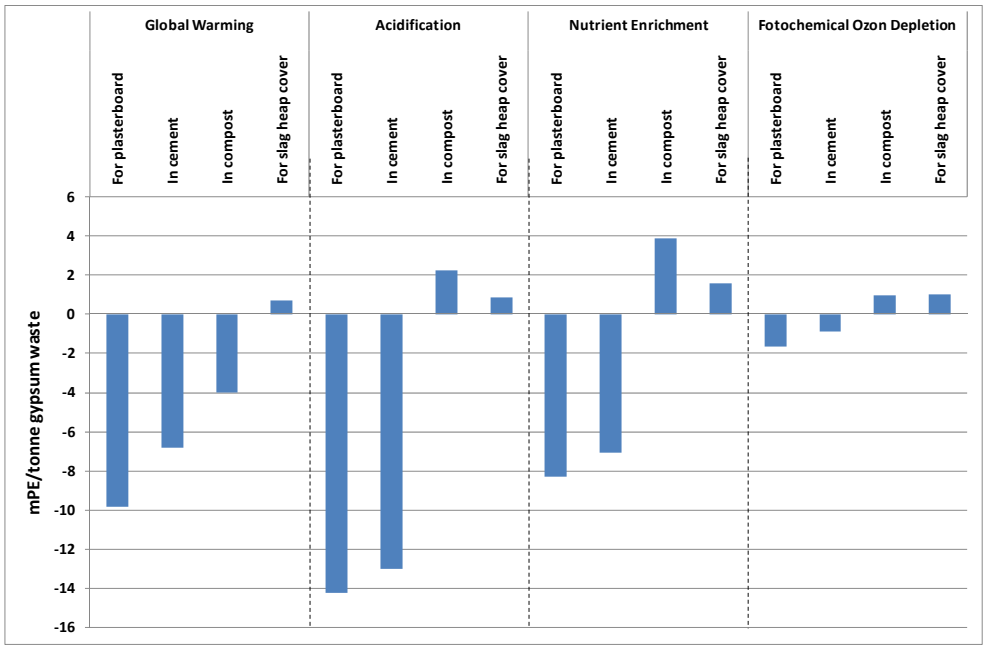


Figure 0.1 Potential **non-toxic environmental impacts** for the four treatment methods measured in milli person equivalents (mPE) per tonne gypsum waste

The figure shows that production of gypsum powder used for production of new plasterboards and the use of gypsum waste in production of cement give net environmental benefits in all four categories due to the substitution of more polluting technologies and processes. The use of gypsum waste in compost and for slag heap cover results in net environmental burden in all categories, except for the greenhouse effect for the compost solution. Figure 5.7, 5.9, 5.11 and 5.13 show the results in more details.

Figure 0.2 shows the potential toxic environmental impacts for the four treatment methods.

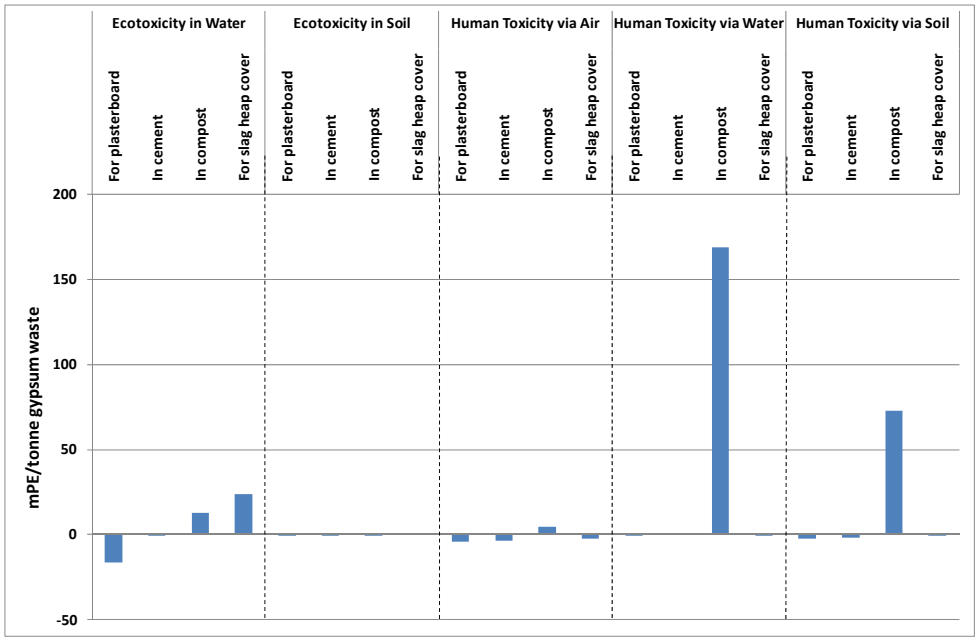


Figure 0.2 Potential **toxic environmental impacts** for the four treatment methods for gypsum waste measured in milli person equivalents (mPE) per tonne gypsum waste.

The figure shows that in most cases these categories reveal net environmental burdens or small net reductions, except for the production of gypsum powder used for production of new plasterboards in the category eco toxicity in water, where there is a net reduction. In the category human toxicity through air, there is similarly small net reductions for the plasterboard solution, while the categories human toxicity through water and soil reveal relatively large potential environmental burdens for the compost solution. The plasterboard solution also reveals the best environmental profile in the toxic environmental impacts category with the most net savings in environmental impacts.

Figure 5.8, 5.10, 5.12 and 5.14 show the results in more details.

Figure 0.3 shows potential environmental impacts in the categories spoiled groundwater resources and stored eco-toxicity in water and soil.

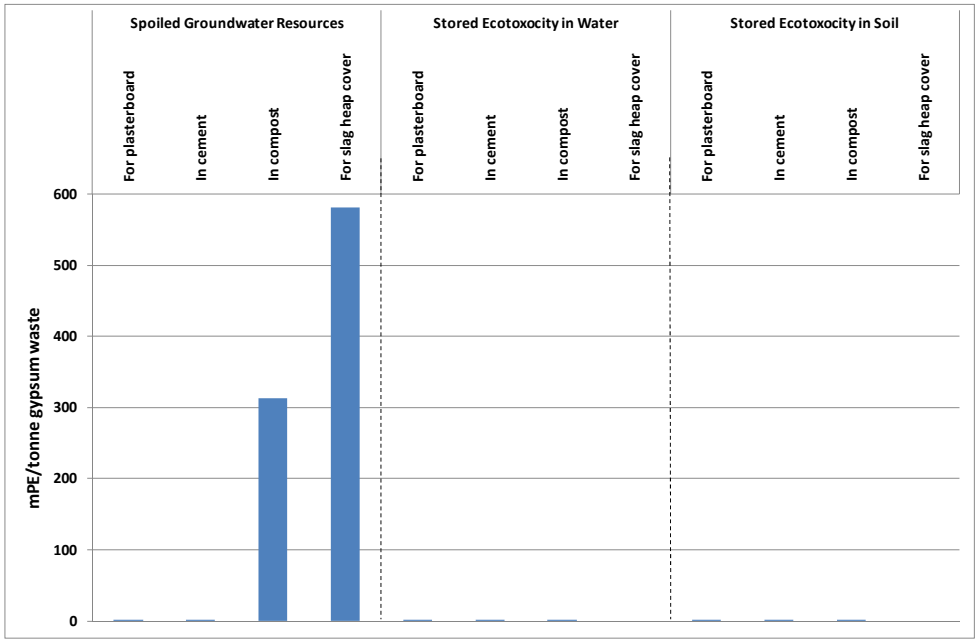


Figure 0.3 Potential **"other" environmental impacts** for the four treatment methods measured in milli person equivalents (mPE) per tonne gypsum waste (all values except for spoiled ground water resources in the compost solution and for the use as covering material are less than 1 mPE/tonne).

The figure shows that the potential impacts on stored ecotoxicity are negligible for all treatment methods. On the other hand, spoiled groundwater resources have potential environmental impacts for the compost and the slag heap cover solution. This is due to sulphate percolate to groundwater.

1.3.1 Sensitivity analyses

A number of sensitivity analyses have been carried out to assess the robustness of the results of the life cycle assessment.

Substitution and emissions for the compost and the slag heap cover solutions are less well documented than is the case for the plasterboard and the cement solutions. Therefore, sensitivity analyses have been carried out that show the consequences with changed assumptions for these two treatment methods.

Moreover, sensitivity analyses have been carried out that show the impact on the plasterboard solution on alternative substitution of natural gypsum than the base analysis where natural gypsum from Spain is substituted. Finally, a sensitivity analysis has been carried out that shows the impact of the geographical location of the cement solution.

The most important results of the sensitivity analyses are as follows:

- The European market for gypsum waste is composed of natural gypsum, gypsum from power plants and gypsum waste from demolition and renovation of buildings. The origin of gypsum used for production of plasterboard depends on supply and demand and the quality of gypsum. According to data from Statistics Denmark and information from industry, until 2009 Danish plasterboards were mainly produced of natural gypsum from Spain. The financial crisis has to some degree changed this, and therefore the consequences of substituting gypsum from power plants from Germany instead of natural gypsum from Spain (as assumed in the base analysis) have been assessed (cf. Chapter 6.1.1 for more details). This

could ultimately result in the fact that gypsum waste substitutes German natural gypsum. This assumption results in smaller environmental savings than in the base analysis of the plasterboard solution due to less avoided ship transport and the cement solution becomes better regarding acidification, nutrient enrichment and eco-toxicity in water.

- Substitution of gypsum from power plants can have a different cascade effect for the plasterboard solution depending on the gypsum market in Germany. In this case import of natural gypsum from Spain to Holland is substituted. This has only a minor effect compared to the base analysis, as the difference is only caused by the shipping distance from Spain to Holland and Denmark, respectively.

- To analyse the effect of the geographical location of the cement factory in the cement solution, a sensitivity analysis has been carried out in which the cement factory is assumed placed in Denmark instead of Sweden. This made the cement solution better compared to the base analysis due to less transportation, it was still, however, marginally worse than production of plasterboards. This was due to the assumption that sorting of gypsum waste could be describes as an average of sorting in connection with plasterboard production and use in compost (see Chapter 6.1.2 for more details).

- To demonstrate the effect of substitution of sulphurous fertilizer when using the gypsum waste for compost, two extremes: "no substitution" and "complete substitution" have been analysed:

  No substitution results in smaller environmental reductions for the greenhouse effect and an increase in environmental burdens in the remaining categories, but the ranking of the treatment methods does not change.

  Complete substitution of sulphurous fertilizer results in a substantial extra reduction in greenhouse effects and the remaining environmental categories are also positively affected (especially spoiled groundwater resources, where the net effect is reduced to zero as there is no sulphur percolate). The ranking of the treatment methods changes regarding global warming, acidification and spoiled groundwater resources. Composting was still environmentally inferior to production of plasterboard in all impact categories, but was better than cement production in one impact category and better than slag heap cover in four impact categories..

  Complete substitution of sulphurous fertilizers would depend upon application of less gypsum waste per tonne of compost or - as an alternative - spreading of the compost on a larger farmland area in order to reach the suggested amount of sulphurous fertilizer, i.e. 50 kg S/ha. Compared to the applied amount of sulphurous fertilizer of approx. 255 kg/ha only 1/5 of this amount should be applied to the compost or the compost should be spread on a five time as large farmland area. It has not been within the scope of the project to assess whether it is feasible to reach an acceptable dosing of sulphur compared to the need for sulphur. It may be established that it is standard practice to spread the amounts referred to above, and accordingly this standard is referred to as the base analysis.

- There is some uncertainty as to which type of sulphurous fertilizer the gypsum waste substitutes. Therefore, one sensitivity analysis has been carried out in which natural gypsum is assumed used as fertilizer. This

sensitivity analysis does not change the ranking of the treatment methods because the environmental impacts are of the same order of magnitude.

- For the slag heap cover solution there is a theoretical possibility that hydrogen sulphide is generated. A sensitivity analysis has been carried out in which 1% of the sulphur of the gypsum waste is assumed to generate hydrogen sulphide. This has a large impact on the categories acidification and human toxicity through air but it only changes the ranking of the treatment methods for the former category.

- In the base analysis it is assumed that the recovery of metal is 0.9% in the slag heap cover solution. To analyse the sensitivity of the results to this assumption, a less effective metal recovery of 0.2% has been analysed. As recovery of metal gives environmental benefits, the 0.2% assumption results in increase in environmental burdens. Nevertheless, the ranking of the scenarios does not change.

- In the base analysis it is assumed that gypsum waste substitutes soil in the slag heap cover solution. To analyse the sensitivity of the results to this assumption, a sensitivity analysis has been carried out in which it is assumed that gypsum waste substitutes natural gypsum. In this case, large environmental benefits are obtained that makes the slag heap cover solution comparable to the plasterboard and the cement solutions.

1.4 Results of the economic assessment

The economic unit costs per tonne gypsum waste are shown in Figure 0.4.

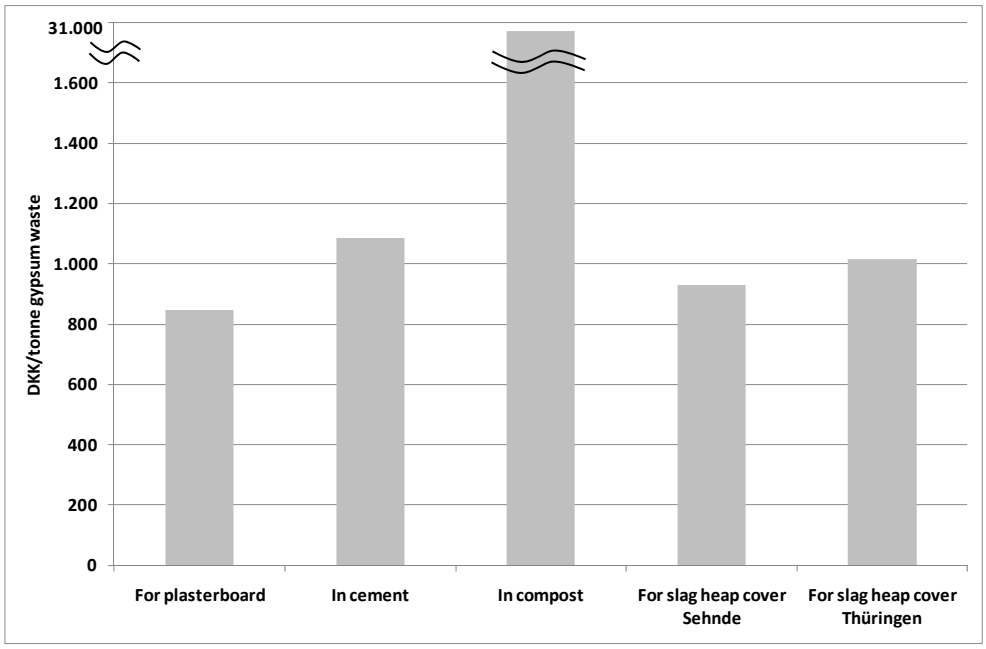


Figure 0.4 Economic costs for the treatment methods, DKK/tonne gypsum waste
Source: Calculations carried out by COWI.

The figure shows that the economic costs of the plasterboard and the slag heap cover solutions - given the uncertainties - are close to the same. The cement solution has substantially higher costs. This is purely due to the long transport distance to Sweden. The costs of the compost solution are extremely high due to

the costs of sampling of the gypsum waste that are assessed necessary in order to comply with the rules of the Danish Environmental Agency.

1.4.1 Sensitivity analyses

A number of conditions are determined with uncertainty. Therefore, sensitivity analyses have been carried out in order to illustrate the uncertainty of the results. The results of the sensitivity analyses are shown in the figure below.

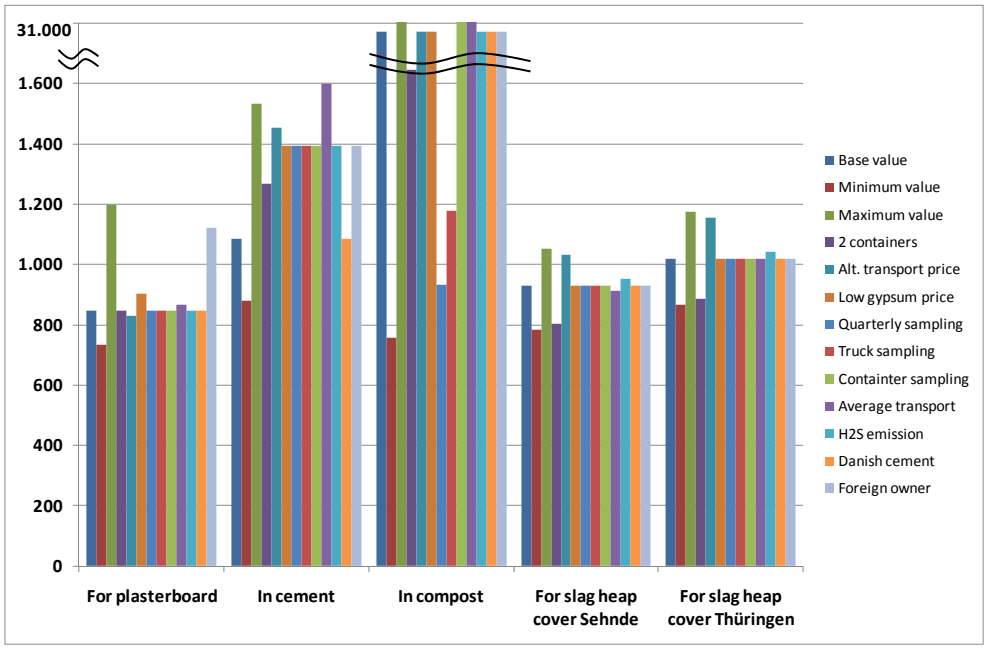


Figure 0.5 Result of the sensitivity analyses

The figure shows that the sensitivity analyses do not alter the economic ranking of the treatment methods, except for:

- *No sampling* of the gypsum waste will imply that the costs of the compost solution are at the same level as the plasterboard and the slag heap cover solutions.

- *National average transport costs* instead of actual (regional) costs increase the costs of the compost and the cement solutions by 100-200 DKK/tonne. The reason is that these two treatment methods are physically placed close to the demand. If these treatment methods were to be nationwide their costs would increase significantly. However, for the compost solution similar plants could be placed other places in Denmark, which would decrease the transport costs.

- *Collection* in two containers rather than one reduces the costs by approximately 100 DKK/tonne for all treatment methods except for the plasterboard solution. Most likely, collection in two containers can only be used in densely populated areas (Copenhagen, possibly Aarhus).

- If a possible *profit for the plasterboard producers* is transferred completely to foreign players it counts as a cost for Denmark. The cost hereof is assessed to be 250 DKK/tonne gypsum waste.

The economic assessment of the four treatment methods hence gives a somewhat mixed picture and it is therefore difficult to recommend one treatment method over the other.

The mixed picture is caused by several factors:

- First of all, it has not been possible to obtain precise and adequate *economic data* for the treatment costs of the specific plants, because the plant owners do not want to make these data publically available due to competition. Some of the data are therefore estimated based on e.g. publically available list prices.

- Secondly, the *treatment methods are difficult to compare* as they are geographically placed on different locations in Denmark, Sweden and Germany. Some of the treatment methods can be moved or replicated in other locations in Denmark (compost and cement), while others are tied to their present geographical location (slag heap cover).

- Thirdly, the market for gypsum waste powder is characterised by *oligopoly and local geographical monopolies*. Therefore, the treatment costs are affected by the market power of the buyers of the gypsum powder. In other words, the treatment price of the gypsum waste is most likely set according to the affordability of the waste producers and the competing treatment methods. For foreignly owned buyers this market power may influence the result of the economic assessment. It has not been within the scope of the present assignment to investigate these conditions further.

- Moreover, *environmental unit costs* of sulphur to surface water and groundwater as well as heavy metal percolate to the soil *do not exist*. Therefore, these environmental costs cannot be valued and they are therefore not part of the quantitative economic assessment of the compost and slag heap cover solutions.

- Finally, the requirement related to sampling of gypsum waste used as compost is very dependent on the homogeneity of the gypsum waste. This fact influences the economic costs of the compost solution. Some types of gypsum waste (e.g. pure plasterboard scrap from same source) will have much lower sampling costs than assumed in the base analysis.

1.5 Conclusion

The environmental impacts of the four treatment methods are small for the majority of impact categories, less than 20 mPE/tonne of gypsum waste. As a consequence, collection and transportation as well as use of residues from the gypsum waste are significant for the results. This influence is larger for recycling of gypsum waste compared with other recyclable materials, such as metals and paper, as the environmental impacts of processing gypsum waste and extracting natural gypsum are small. Both activities involve simple mechanical processes such as excavation and crushing, and no chemical processes are involved.

Consequently, site specific conditions such as transportation distances and treatment of the residues may be crucial for the assessment.

From a purely environmental view it can be concluded that:

- The chosen scenarios for use of gypsum waste to produce gypsum powder used for production of new plasterboards and production of cements is environmentally equal, with a small favour to plasterboard production. Both solutions show the same environmental savings mainly due to substitution of natural gypsum, and accordingly avoided transport of natural gypsum to Denmark. These effects are linked directly to the technologies, as for production of gypsum powder as well as cement production it is assumed that gypsum waste substitutes natural gypsum in the ratio one to one. Hence, it is not the plasterboard production and cement production as technologies that differs the two solutions, but instead the environmental impacts linked to collection, transportation, processing of the gypsum waste and management of the residues (metal and paper). Transportation is in this case the most significant as cement production is assumed to take place in Sweden.

- The use of gypsum waste in compost as nutrient and structural material in agricultural soil and the use of gypsum waste as slag heap cover and profile material in Germany are both environmentally less attractive than the two other solutions. In case of the compost solution this is due to the assumption that a large part of the sulphur content in gypsum is released as sulphate as the dosing of sulphur exceeds the sulphur need of the plants. The release of sulphate cause a large environmental burden in the category spoiled groundwater resources. Additionally, use in compost has a relatively large impact on the categories human toxicity via soil and water as this treatment method is the only one where gypsum waste is in contact with agricultural soil and thereby indirectly with humans. It should be mentioned that a potentially positive effect of gypsum on the composting process (such as less greenhouse gas emissions and reduced ammonia evaporation) is not included, as it has not been possible to quantify nor verify this potential effect. The slag heap cover solution is an environmentally burden especially due to transportation to Germany and the environmental impacts associated to this, as well as release of sulphate from the gypsum which eventually may reach the groundwater and harm this. There are no environmental benefits associated with natural gypsum substitution when gypsum waste is for slag heap cover, differentiating this solution from plasterboard and cement production. Use of gypsum waste in compost and for slag heap cover is therefore – under the given assumptions – less environmental beneficial compared to the plasterboard and cement production.

The robustness of the environmental assessment has been tested in different sensitivity analyses. Nine sensitivity analyses were performed, among others changed substitution conditions related to use of gypsum waste for plasterboard production, changed location of the cement factory, different substitution ratio for sulphur in the compost solution and for the slag heap cover solution an assumption of release of hydrogen sulphide and substitution of natural gypsum. The most significant results were that the assumption of 100% substitution of sulphur fertilizer in the compost solution improved this solution significantly, and that the assumption of substitution of natural gypsum in the slag heap cover solution made this solution environmentally equal to use of gypsum for plasterboard and cement. From an economic perspective it is, however, not considered realistic that the gypsum waste will substitute natural gypsum.

The economic assessment is among others based on the results of the life cycle assessment and values the emissions to air, but does not value the emissions to soil and water. The overall conclusions of the economic assessment are:

- The economic net costs seem to be at the same level for the plasterboard and the slag heap cover solution. The Swedish cement solution involves long transport distances and therefore the transport costs of this method are substantial. If the cement solution could be located in Denmark, the difference between this solution and the plasterboard solution would narrow down to the difference in the collection costs. Finally, the economic net costs of the compost solution are substantially beyond the costs of the other solutions because it is assessed that the gypsum waste requires extensive sampling. Without the sampling costs, the net unit costs of the compost solution would be at the same level as the plasterboard and the slag heap cover solution.

- The use of gypsum waste to produce gypsum powder used for production of new plasterboards is hence a competitive treatment method despite the fact that the list prices for this treatment method are substantially higher than for the compost and the slag heap cover methods.

- The environmental impacts valued in monetary terms constitute up to 15 pct. of the net costs in the economic analysis. The most important environmental impacts come from prevented sulphur emissions from ship transport of natural gypsum as well as savings in CO_2 emissions due to recovery of metal. These effects, however, appear outside Denmark and to be included as a benefit in the economic assessment an international delimitation of the analysis is required. Sensitivity analyses with other assumptions on the substitution of natural gypsum have some impact on the results, bur not enough to change the ranking of the treatment methods.

- The economic analysis includes environmental impacts from the life cycle assessment to the extent that they can be quantified in monetary terms. Since emissions to soil and water cannot be assigned a monetary value, the impacts in the categories spoiled groundwater resources and impacts on stored eco-toxicity are not monetarised on the economic analysis. This implies that the above conclusions should be read along with the fact that composting has environmental impacts in terms of human toxicity and spoiled groundwater resources which make this solution environmentally unattractive. Moreover, the slag heap cover solution has potential sulphur leakage that may destroy groundwater resources. These issues give advantages to the plasterboard and disadvantages to the covering solution. Moreover, they underline the conclusion that the compost solution is economically unattractive.

The overall assessment of the four alternative treatment solutions is summarised in the table below. It should be noted that the table cannot be read independently of the text above and the uncertainties of the present assessment.

Table 0.1 Ranking of the treatment methods in the base analysis

Treatment method	Economic assessment, effects valued in DKK	Non valued (DKK) effects (part of LCA effects)	Total
Plasterboards	1	1	1
Cement	2	1	2?
Composting	3*	2	3*
Slag heap cover	1	2	2?

1: Best, 2: Second best, etc.
* With high sampling costs.

The table shows that production of plasterboards is overall the most attractive solution. Cement production and the covering solution appear to be second best. Their internal ranking depends on the weight assigned to the environmental effects that are not monetarised. The compost solution is the least attractive solution, but it should be noted that this conclusion depends heavily on the high sampling costs.

1.6 Perspective

The Danish market for treatment of gypsum waste has few players. The waste producers want the cheapest solutions, but at present the competition in this market seems to be limited.

The present analysis has however shown that the market for make of gypsum powder seems to have potential for more competition. At present at least three players exist (Gypsum Recycling, Freiberg & Jespersen and PR Slam) who has each their technology to make of gypsum powder in a quality that is useable for the purpose such as cement or plasterboard production.

The economic difficulties in selling the gypsum powder seemingly lie in the fact that the gypsum powder is sold to a low price compared to the price of natural gypsum including ship transport. The low price is most likely caused by the limited competition among the buyers of the gypsum powder.

One of the few things that will give the plasterboard producers incentive not to demand money for the gypsum powder is that gypsum waste is increasingly being sold to compost production or as slag heap cover material. Without these two treatment methods the plasterboard producers can demand higher prices because they will in practice have a local monopoly in buying gypsum powder for recovery.

Some of the owners of the treatment methods however try to increase the market for gypsum powder to other producers that use gypsum. It has been beyond the scope of the present report to assess this potential.

The order of magnitude of the market for gypsum powder is assessed to be around 50,000 tonnes. If the plasterboard producers are e.g. able to demand 200 DKK/tonne in abnormal profit, this totals 10 million DKK per year. Of this amount it is only the part that ends up abroad that can be regarded as an economic loss.

2 Indledning

2.1 Baggrund

Der findes i dag forskellige måder at behandle gipsaffald på. Gipsaffald stammer fra nedrivning og renovering af bygninger og kan behandles på forskellige måder. I dansk sammenhæng vurderes følgende fire metoder at være de væsentligste:

- Oparbejdning af gipsaffald med henblik på fremstilling af gipspulver til produktion af nye gipsplader.
- Anvendelse af gipsaffald til fremstilling af cement.
- Anvendelse af gipsaffald i kompost som næringsstof og strukturmateriale på landbrugsjord.
- Anvendelse af gipsaffald som afdæknings- og konturgivende materiale i Tyskland.

For at kunne vurdere de miljømæssige og samfundsøkonomiske fordele og ulemper ved de forskellige behandlingsmetoder er der gennemført to analyser: En livscyklusvurdering og en samfundsøkonomisk vurdering.

I livscyklusvurderingen søges samtlige relevante emissioner og ressourceforbrug i gipsaffaldets livscyklus opgjort. Den omfatter ligeledes sparede ressourcer og håndtering af restprodukter fra behandlingsteknologierne. Livscyklusvurderingen danner udgangspunkt for og spiller sammen med den samfundsøkonomiske vurdering.

I den samfundsøkonomiske vurdering søges samtlige fordele og ulemper i gipsaffaldets livscyklus opgjort i kr.

2.2 Formål

Formålet med projektet er at få belyst og kvantificeret de potentielle miljømæssige påvirkninger af de forskellige behandlingsmuligheder for gipsaffald. Endvidere er formålet at foretage en samfundsøkonomisk vurdering af de selvsamme behandlingsalternativer.

Resultatet er et solidt og velgennemarbejdet materiale med aktuel viden om omkostningerne til affaldsbehandling samt viden om miljøeffekter og omkostningerne herved, der vil kunne bruges som en vigtig del af beslutnings-grundlaget for regulering af håndteringen af gipsaffald i fremtiden.

2.3 Organisering

Opdragsgiver for projektet er Miljøstyrelsens enhed for Jord og Affald.

Projektet er udarbejdet af DTU Miljø, som har været ansvarlig for livscyklusvurderingen, og COWI A/S, som har været ansvarlig for den samfundsøkonomiske vurdering.

Data til projektet er indsamlet blandt aktørerne på området. De danske aktører omfatter Gypsum Recycling A/S, Danbørs A/S, Freiberg & Jespersen A/S, Vestforbrænding I/S, Combineering A/S, *affald danmark* og Renosam. De nævnte parter har været inddraget via møder og bilateral dialog om data og resultater. Gennem Miljøstyrelsen er der desuden indhentet oplysninger fra Cementa A/B i Sverige og bl.a. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie i Tyskland om behandlingsmetoderne i Sehnde og Thüringen.

2.4 Disposition

Rapporten er opdelt i to dele: Første del omhandler livscyklusvurderingen og anden del den samfundsøkonomiske vurdering, der tager udgangspunkt i livcyklusvurderingen.

Indholdet af den første del af rapporten er som følger: I kapitel 3 beskrives livscyklusvurderingens afgrænsning og udformning. I kapitel 4 beskrives kortlægningen af livscyklus for de forskellige behandlingsmetoder, dvs. indsamling, transport og behandling, substitution af andre produkter og håndtering af eventuelle restprodukter fra oparbejdning af gipsaffaldet. Resultaterne i form af en vurdering af de potentielle miljøpåvirkninger præsenteres i kapitel 5, og diverse følsomhedsanalyser beskrives i kapitel 6. Kapitel 7 indeholder livscyklusvurderingens konklusioner, og endelig er de benyttede referencer listet i kapitel 8. En liste over samtlige processer anvendt ved modellering vha. EASEWASTE fremgår af bilag A.

Indholdet af den anden del af rapporten er som følger: I kapitel 9 beskrives den anvendte metode og tilgang til den samfundsøkonomiske vurdering. I kapitel 10 beskrives de beregningsmæssige forudsætninger og data. Resultaterne, herunder følsomhedsanalyser, af den samfundsøkonomiske vurdering fremgår af kapitel 11, mens kapitel 12 indeholder konklusioner på den samfundsøkonomiske vurdering, Kapitel 13 indeholder en samlet konklusion og perspektivering for hele rapporten. De anvendte referencer til anden del af rapporten fremgår af kapitel 14.

Livscyklusvurdering

Livscyklusvurdering (LCA) af forskellige alternativer for håndtering og behandling af gipsaffald

Jacob Møller, Stefania Butera, Veronica Martinez Sanchez og Thomas H. Christensen

DTU Miljø
Danmarks Tekniske Universitet

3 Afgrænsning og udformning af livscyklusvurderingen

3.1 Formål

Formålet med livscyklusvurderingen var at vurdere de miljømæssige fordele og ulemper af fire forskellige alternativer for håndtering og behandling af gipsaffald:

- Oparbejdning af gipsaffald med henblik på fremstilling af gipspulver til produktion af nye gipsplader.
- Anvendelse af gipsaffald til fremstilling af cement.
- Anvendelse af gipsaffald i kompost som næringsstof og strukturmateriale på landbrugsjord.
- Anvendelse af gipsaffald som afdæknings- og konturgivende materiale i Tyskland.

Resultaterne afrapporteres som potentielle miljøpåvirkninger i en række miljøpåvirkningskategorier og kan anvendes til at rangordne behandlingsalternativerne inden for disse miljøpåvirkningskategorier. Der benyttes ikke vægtning. Derfor er det kun i det tilfælde, at én af behandlingsmetoderne er bedre i samtlige miljøpåvirkningskategorier, at denne behandlingsmetode kan siges at være den bedste løsning miljømæssigt set.

Miljøvurderingen er udført på basis af oplysninger fra danske firmaer og interessenter, som på nuværende tidspunkt står for hovedparten af håndteringen af gipsaffald i Danmark. Ved benyttelse af resultaterne i andre sammenhænge bør man derfor tage hensyn til eventuelle geografisk og teknologisk baserede forskelle, der må forekomme.

3.2 Overordnede principper

Livscyklusvurderingen blev udført som en såkaldt konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenser af at ændre systemet, i dette tilfælde implementering af alternative behandlingsmetoder til håndtering af gipsaffald, blev opgjort. Vigtigt for konsekvens-LCA er benyttelse af marginale procesdata, dvs. data for de processer, som reelt påvirkes af systemet i stedet for gennemsnitsværdier. Der er derfor i nærværende projekt benyttet marginale procesdata, hvor det har været muligt.

3.3 Den funktionelle enhed

Den funktionelle enhed defineres som:

- *Genanvendelse/nyttiggørelse af 1 ton gipsaffald inkl. indsamling, transport og håndtering/opbearbejdning samt slutdisponering af eventuelle restprodukter fra oparbejdningsprocessen.*

3.4 Tidshorisont

Referenceåret blev sat til 2009 i forhold til gipsaffaldsmængder og behandlingsmetoder. I det omfang det ikke var muligt at skaffe data fra 2009, blev der benyttet data fra de nærmest forudgående år.

Livscyklusvurderingens resultater antages at være gældende mindst ti år frem i tiden. Dog kan udvikling i forbindelse med nye behandlingsteknologier for gipsaffald samt ændringer af bagvedliggende systemer, herunder transport, forbrænding og energisystemer have indflydelse på livscyklusvurderingens holdbarhed.

Den benyttede LCA-metode integrerer samtlige miljøpåvirkninger inkl. drivhuseffekt over de første 100 år; dette er den tidsperiode, som miljøvurderinger af affaldssystemer normalt dækker (Gentil et al., 2010). Denne tidsramme gælder også for udvaskning af kemiske stoffer fra gips.

3.5 Systemgrænser

De modellerede systemer starter ved affaldsgenereringen, hvor gipsprodukter bliver til affald, dvs. miljøpåvirkninger fra produktionssystemet indgår ikke. Derefter sker indsamling, transport og bearbejdning af gipsaffaldet. Slutdeponering af eventuelle restprodukter fra behandlingen samt affaldssystemets udveksling af materialer og energi med det omliggende produktionssystem indgår også i systemet.

Det gøres opmærksom på, at miljøpåvirkninger i forbindelse med den videre brug af det oparbejdede produkt ikke indgår i miljøvurderingen, idet gipsaffaldet antages at substituere fuldstændigt for dette. Det gælder for anvendelse af gipsaffald til fremstilling af gipsplader samt til cementfremstilling, hvor det antages, at det oparbejdede gipsaffald giver anledning til de samme emissioner, som det materiale det erstatter i produktionsprocessen for hhv. nye gipsplader og cement. For anvendelse af oparbejdet gipspladeaffald i kompost antages det, at svovlet i gipsaffaldet er af samme kvalitet som svovlet i handelsgødning. Desuden antages det, at komposteringsprocessen ikke påvirkes af tilstedeværelse af gipsaffald, hvorved emissioner fra komposteringsprocessen kan udelades af miljøvurderingen. I forbindelse med benyttelse af gipsaffald til afdækningsmateriale på tyske slaggebjerge antages det, at emissioner fra håndtering af materialet er de samme ved anvendelse af gipsaffaldet som ved anvendelse af jord til dette formål.

Energi- og ressourceforbrug til at drive samtlige behandlingsteknologier er inkluderet, og det samme er emissioner fra teknologierne. Indsamling og transport er ligeledes inkluderet både fra indsamlingssteder til behandlingsanlæg og for restprodukternes videre transport til diverse genvindingsanlæg. Desuden er

transport inkluderet i en række af de eksterne processer, dvs. processer som leverer materialer eller energi til affaldssystemet, men som ikke udgør en egentlig del af affaldssystemet. Der er ikke inkluderet emissioner fra opførelse og nedrivning af anlæg, idet disse parametre vurderes at være mindre væsentlige for LCA'ens resultater. Behandling af restprodukter fra affaldsforbrænding er inkluderet i miljøvurderingen. Røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrænding, som indgår i modellering af affaldssystemet for gipsaffald, bliver i modsætning til kraftværksgips deponeret (det gælder også for gips fra SO_2-rensning), og slaggen benyttes i de fleste tilfælde til vejbygning. Dette modelleres som hhv. behandling og deponi på Langøya anlægget i Norge for røggasrensningsprodukter og deponi på en slaggelosseplads for slaggen. Det sidste skal simulere benyttelse af slaggen til vejbygningsformål, idet dette ikke kan modelleres direkte vha. EASEWASTE.

3.6 Dataindsamling og datakvalitet

Indsamling af data til livscyklusopgørelserne for de forskellige behandlingsmetoder skete ved udsendelse af et skema til de af Miljøstyrelsen udpegede interessenter. Disse var Gips Recycling A/S, Freiberg & Jespersen A/S og Danbørs A/S. Desuden bidrog *affald danmark*, Renosam A/S, Vestforbrænding I/S, Combineering A/S samt Cementa A/B fra Sverige og bl.a. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie og Thüringer Ministerium für Landwirtschaft i Tyskland med oplysninger. Gipspladeproducenterne Knauf Danogips og Gyproc A/S, repræsenteret ved Nordisk Gipspladeforening, var også inviteret til at deltage i projektet, men af konkurrencegrunde ønskede de ikke at bidrage med oplysninger.

På baggrund af besvarelserne af dataskemaerne samt et antal telefonsamtaler med interessenterne udarbejdedes livscyklusopgørelser for de enkelte behandlingsmetoder som beskrevet i kapitel 5. De første udkast til livscyklusopgørelserne blev sendt til de respektive interessenter, således at der kunne tages hensyn til kommentarer og rettelsesforslag.

Datakvaliteten vurderes generelt at være høj, da der er tale om data indhentet direkte fra de virksomheder, der er involveret i behandling af gipsaffald. De indsamlede data blev, i det omfang det var muligt, holdt op mod oplysninger fundet i litteraturen samt DTU Miljø's generelle viden om affaldssystemer og på den måde yderligere kvalitetssikret.

3.7 Allokering

Allokering kan benyttes ved opgørelse af emissioner og energi- og ressourceforbrug for processer, der har flere outputs. Det eneste eksempel i denne rapport er produktion af handelsgødning, som både indeholder svovl og kvælstof. Da det ikke var muligt at finde en livscyklusopgørelse for en ren svovlgødning, blev der benyttet en kvælstofgødning med svovlindhold, i dette tilfælde ammoniumsulfat. Det var derfor nødvendigt at allokere emissioner ved produktion af en handelsgødning (ammoniumsulfat) til svovldelen, og det blev gjort på grundlag af en massebetragtning.

Det blev valgt at benytte en livscyklusopgørelse fra LCA-databasen Ecoinvent angående produktion af ammoniumsulfat. Denne proces beskriver fremstilling af ammoniumsulfat ud fra restprodukter fra fremstilling af caprolactam (kemisk stof, der anvendes til produktion af blandt andet polymerer). Sammen med fremstilling ud fra rensning af naturgas og andre olieprodukter er det den mest almindelige kilde til ammoniumsulfatgødning (Kongshaug, 1998).

For at estimere livscyklusopgørelsen for svovldelen var det nødvendigt at allokere emissioner etc. på hhv. ammonium- og sulfatindholdet. En alternativ mulighed havde været at subtrahere livscyklusopgørelsen for ammoniak (produceret fra frit kvælstof) fra ammoniumsulfat produceret ud fra restprodukter fra caprolactamfremstilling, men dette vil ikke føre til det ønskede resultat, da produktionsprocessen fra frit kvælstof er mere energiforbrugende end den samlede produktion af ammoniumsulfat på baggrund af restprodukter. Derfor blev det valgt at allokere på baggrund af den relative masse af ammonium og sulfat i livscyklusopgørelsen for ammoniumsulfatgødning

3.8 Kriterier for udeladelse af inputs og outputs

Alle relevante oplysninger fra interessenter m.fl.er inkluderet i datagrundlaget. Ved import af data fra eksterne databaser til EASEWASTE-databasen blev grænsen for inkludering af enkeltstoffer sat til 1 % af den samlede miljøpåvirkning i hver af de undersøgte miljøpåvirkningskategorier.

3.9 LCA-metode og miljøpåvirkningskategorier

Det overordnede princip bag en livscyklusvurdering er, at man tænker hele servicens livscyklus - i nærværende rapport håndtering af gipsaffald - ind i opgørelsen af potentielle miljøpåvirkninger. På den måde kan de væsentligste stadier i processen identificeres. Det viser sig ofte ved livscyklusvurderinger af affaldssystemer, at de væsentligste miljøpåvirkninger ligger udenfor de egentlige behandlingsanlæg – i sådanne tilfælde er det afgørende at benytte livscyklustilgangen for at kunne sammenligne behandlingsmetoder på en rimelig måde.

Livscyklusvurderingen blev udført ifølge UMIP-metoden (Wenzel et al., 1997) med opdaterede normaliseringsreferencer for EU-15 lande, som beskrevet af Stranddorf et al. (2005). UMIP-metoden er en dansk metode, som oprindeligt blev udviklet til livscyklusvurderinger af industrielle produkter, men som i dag også anvendes på blandt andet affaldssystemer.

Emissionerne samles i potentielle miljøpåvirkningskategorier: Drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsuring, næringsstofbelastning og fotokemisk ozon-dannelse, samt en række toksiske påvirkningskategorier i form af økotoksicitet til jord og vand og humantoksicitet via jord, vand og luft. Desuden anvendes kategorierne lagret økotoksicitet i vand og jord samt ødelagte grundvandsressourcer. Alle emissioner, der bidrager til en påvirkningskategori, adderes vægtet i forhold til deres belastning og emissionens størrelse og gives samme enhed, som vist i tabel 3.1, anden kolonne.

De potentielle toksiske effekter fordeles til jord-, vand- og luftmiljøet, således at der tages hensyn til forureningskomponentens endelige destination. På den måde kan en luftemission, udover potentiel humantoksicitet via luft, give ophav til potentielle effekter via jord og vand ved deposition fra luften. På tilsvarende måde kan en emission til jordmiljøet, hvis fordampningshastigheden er stor nok, give anledning til potentielle toksiske effekter via luft.

De potentielle miljøpåvirkninger kan endvidere omregnes for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af en personækvivalent (PE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra

én person – dette kaldes normalisering. Tabel 3.1 viser de anvendte normaliseringsreferencer for omregning til personækvivalenter.

Ved normalisering tages der ikke stilling til de enkelte kategoriers relative betydning mht. miljøpåvirkning. Dette kan i stedet gøres ved en vægtningsprocedure, hvor politisk opstillede mål for reduktion af bidrag til den pågældende påvirkningskategori afgør emissionens vigtighed – jo mindre emissionsreduktion, der er opnået i forhold til de politiske mål, desto vigtigere anses emissionen for at være. I denne rapport benyttes karakterisering og normalisering, men ikke vægtning, da denne procedure er forbundet med stor usikkerhed, og i henhold til ISO 14040 standarderne ikke må udføres i en sammenlignende LCA-rapport, der er offentligt tilgængelig.

For det andet bør påvirkningskategorierne ikke tillægges samme vægt. De ikke-toksiske påvirkningskategorier, som der internationalt er konsensus om – både mht. beregningsmetode og størrelsen af normaliseringsreferencen - bør vægtes højere end de toksiske påvirkningskategorier, som igen bør have forrang for de ”andre” kategorier, hvis udbredelse blandt LCA-praktikere pt. er mere begrænset. Dette afspejler sig i nærværende rapport bl.a. i, at resultaterne for ikke-toksisk, toksiske og ”andre” påvirkningskategorier vises i forskellige figurer med de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger placeret først i teksten.

Tabel 3.1 Normaliseringsreferencer for de inkluderede miljøpåvirkningskategorier

Potentielle miljøeffekter	Enhed	Vigtige stoffer, som bidrager til miljøeffekt	#Personækvivalent-enhed/person per år (normaliseringsreference)
Drivhuseffekt	kg CO_2-ækv.	CO_2, CH_4, N_2O, CO	8700
Forsuring	kg SO_2-ækv.	SO_2, NO_x, NH_3	74
Næringssaltbelastning	kg NO_3-ækv.	NO_3, NO_x, NH_3, PO_4	119
Fotokemisk ozondannelse (smog)	kg C_2H_4-ækv.	VOC	25
Ozonnedbrydning	kg CFC11-ækv.	CFC-gasser	0,103
Human toksicitet via luft	m^3 luft	VOC	$6,09 * 10^{10}$
Human toksicitet via vand	m^3 vand	Tungmetaller, Dioxin	$5,22* 10^4$
Human toksicitet via jord	m^3 jord	Tungmetaller, VOC	127
Økotoksicitet vand kronisk	m^3 vand	PAH, Tungmetaller	$3,52* 10^5$
Økotoksicitet jord	m^3 jord	Tungmetaller, VOC	$9,64* 10^5$
Lagret toksicitet til jord	m^3 jord	Tungmetaller	506
Lagret toksicitet til vand	m^3 vand	Tungmetaller	$1,14* 10^7$
Ødelagt grundvandsressource	m^3 vand	NO_3, Cl	$2,9* 10^3$

#Normaliseringsreferencer for EU-15 landene er anvendt, som beskrevet af Stranddorf et al. (2005), eksklusiv normaliseringsreferencerne for ødelagt grundvandsressource, som er beregnet af DTU Miljø og lagret toksicitet til jord og vand beregnet af DTU Management.

Som supplement til UMIP-metodens miljøvurderingskategorier medtages to kategorier, der er væsentlige i forhold til de miljømæssige aspekter omkring affald. ”Ødelagt grundvandsressource” kvantificerer hvor meget grundvand en udsivning fra et deponi eller en materialeudnyttelse, for eksempel anvendelse af kompost på landbrugsjord, potentielt kunne ødelægge på grund af udvaskningen af salte, organisk stof og tungmetaller. ”Lagret toksicitet” opgør i toksicitetstermer den mængde tungmetaller, der er tilbage i deponier og konstruktioner indeholdende affald efter den tidsperiode, som indgår i miljøvurderingen. Det vil sige, at tungmetaller, der er tilbage efter for eksempel 100 år, vil blive husket og opgjort som ”lagret toksicitet”.

Opgørelse af ressourceforbruget er også omfattet af UMIP-metoden. For alle ressourcer gælder det, at massen af de rene materialer opgøres. Ressourceforbrug omregnes til en fælles enhed i form af en personækvivalent, hvor det faktiske forbrug divideres med en persons årlige forbrug af den pågældende ressource. Der kan derfor foretages en vægtning, hvor forbruget sættes i forhold til forsyningshorisonten af de enkelte ressourcer. Ressourceforbrug indgår dog ikke som en selvstændig påvirkningskategori i nærværende livscyklusvurdering (i det omfang ressourceforbrug giver anledning til potentielle miljøpåvirkninger i andre påvirkningskategorier er det naturligvis implicit medtaget).

3.10 LCA-modellen EASEWASTE

LCA-modelleringen er gennemført med LCA-modellen EASEWASTE (Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning af op til 48 materialefraktioner i affaldet beregner EASEWASTE masse-flow, ressourceforbrug og emissioner fra affaldssystemer, som defineres af brugeren. EASEWASTE omfatter kildesortering, indsamling og transport af affald, materialeoparbejdningsfaciliteter, forbrændingsanlæg, komposteringsanlæg, biogasanlæg, kombinerede biogas- og komposteringsanlæg, deponeringsanlæg, anvendelse af organisk affald i jordbruget, genanvendelse af materialer, energiudnyttelse samt materialeudnyttelse.

Modellen indeholder data for udvalgte anlæg og processer, men tillader også at specifikke anlæg opstilles og gemmes i modellen. Scenarier med flere strenge kan opstilles for et givet system startende med affaldsgenereringen og afsluttende med slutdisponeringen i et deponi, ved industriel materialegenanvendelse, udspredt på landbrugsjord, udnyttelse i energianlæg eller ved materialeudnyttelse. Hvor der sker materialegenanvendelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse, krediteres affaldssystemer for de ressourcemæssige og miljømæssige besparelser, der opnås ved, at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. EASEWASTE integrerer miljøpåvirkninger over de første 100 år, og dette er således den tidsperiode, som miljøvurderingen dækker. EASEWASTE indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmefremstilling. EASEWASTE-modellen er nærmere beskrevet i Kirkeby et al. (2006).

3.11 Rapportformat, målgrupper og kritisk gennemgang af resultater

Rapporten beskriver en sammenlignende livscyklusvurdering beregnet på offentliggørelse. Rapporten følger så vidt muligt principperne i ISO 14040 standarderne uden dog at være udført i fuld overensstemmelse hermed. F.eks. har rapporten ikke, som krævet i ISO-standarden når det drejer sig om

sammenlignende livscyklusvurderinger beregnet på offentliggørelse, været genstand for evaluering af et eksternt panel af interessenter.

Rapportens målgruppe er primært Miljøstyrelsen, kommunernes tekniske forvaltning samt andre aktører i affaldsbranchen.

Livscyklusvurderingen er blevet eksternt evalueret af professor Henrik Wenzel fra Syddansk Universitet. Hans evalueringsrapport kan findes i Bilag B, hvor også DTU Miljøs svar på evalueringsrapporten findes.

4 Kortlægning af livscyklus

4.1 Fysiske og kemiske egenskaber for gips

Gips, dvs. kalciumsulfatdihydrat ($Ca_2SO_4 \cdot 2\ H_2O$) er et mineral, som finder stor anvendelse i byggeindustrien. Som det ses af den kemiske formel, indeholder ét gipsmolekyle to molekyler strukturelt vand. Strukturelt vand bidrager ikke til materialets eventuelle fugtighed, og forsvinder derfor heller ikke ved almindelig tørring.

Gips, som anvendes til byggeri, stammer fra flere forskellige kilder. De væsentligste er naturgips, som brydes i miner overvejende beliggende i Europa og USA, og kraftværksgips, som er et restprodukt fra røggasrensning af svovldioxid fra kulfyrede kraftværker.

Gips er et mineral, som pga. sine fysiske og kemiske egenskaber er velegnet til fremstilling af plader til byggeri. Dette skyldes, at gips (kalciumsulfatdihydrat) ved opvarmning til 100-170 °C mister en del af sit strukturelle vandindhold, således at der dannes kalciumsulfathemihydrat ($Ca_2SO_4 \cdot 0{,}5\ H_2O$). Denne form for gips kaldes støbegips. Ved blanding af vand og støbegips - ved stuetemperatur - gendannes dihydratformen, og materialet stivner til en fast masse, der kan anvendes til plader i byggeri etc.

På grund af gips' fysiske og kemiske egenskaber er det særligt egnet som byggemateriale med brandhæmmende effekt, idet forhøjede temperaturer resulterer i, at det strukturelle vand frigøres. Først derefter begynder pladerne at lede varme. Gipsplader kan til en vis grad også benyttes i vådrum, da gips er meget tungt opløseligt i vand, hvor opløseligheden er 0,2 % (May & Sweeney, 1984).

Produktionsprocessen for gipsplader består i nedknusning/homogenisering af gipsmaterialet (kalciumsulfatdihydrat), der derefter opvarmes til det danner støbegips (kaliumsulfathemihydrat). Gipspladerne støbes i baner, hvor støbegipsen holdes på plads vha. papir eller karton. Der iblandes vand, hvorefter gipsen stivner. Gipsplader består således af kalciumsulfatdihydrat samt papir/kartonmateriale, som er en nødvendig del af produktionsprocessen.

Gipsaffald fra gipsplader består ligeledes af kalciumsulfatdihydrat, der f.eks. kan gennemgå opvarmning til støbegips og på den måde danne grundlag for produktion af nye plader. I alternative affaldshåndteringsmetoder som cementfremstilling, tilslagsmateriale til kompost og afdækning af slagggebjerge benyttes gipsaffaldet uden opvarmning, altså på dihydratform, som ikke har nogen specielle, strukturelle egenskaber.

4.2 Affaldsmængder

Selvom miljøvurderingen har ét ton gipsaffald som funktionel enhed, er det af interesse at opgøre de samlede mængder gipsaffald i Danmark samt affaldets fordeling på behandlingsmetoder for på denne måde at få et billede af markedet.

Der findes ingen officiel statistik for mængderne af gipsaffald fra nedrivning og renovering af bygninger i Danmark. Det var derfor nødvendigt at estimere mængderne på baggrund af oplysninger fra aktører i affaldsbranchen. To kilder blev benyttet: Gips Recycling A/S og *affald danmark*.

Mængden af gipsaffald[4] fra nedrivning og renovering estimeredes af Gips Recycling A/S til ca. 60.000 ton i 2008. Gips Recycling A/S vurderede endvidere, at heraf udgør gipsaffald, der ender på genbrugsstationer, ca. 70 % svarende til 42.000 ton/år. De resterende 30 %, dvs. ca. 18.000 ton/år, kommer direkte fra byggepladser, nedrivninger og kommercielle sorteringsanlæg.

affald danmark oplyste, at Vestforbrænding i 2009 udbød 5.500 ton gipsaffald fra genbrugsstationer til behandling (*affald danmark*, 2010). Befolkningsgrundlaget for denne affaldsmængde er omkring 850.000 borgere, og ved opskalering i forhold til den samlede danske befolkning på 5,54 mill. svarer det på landsbasis til ca. 36.000 ton gipsaffald fra genbrugsstationer per år. Det blev valgt at basere mængden af gipsaffald fra genbrugsstationer på *affald danmark* (2010), dvs. 36.000 ton/år. Mht. gipsaffald fra andre kilder er Gips Recycling A/S' skøn fra 2008 det eneste tilgængelige, hvorfor det benyttes. De samlede affaldsgipsmængder udgjorde dermed ca. 54.000 ton i 2009.

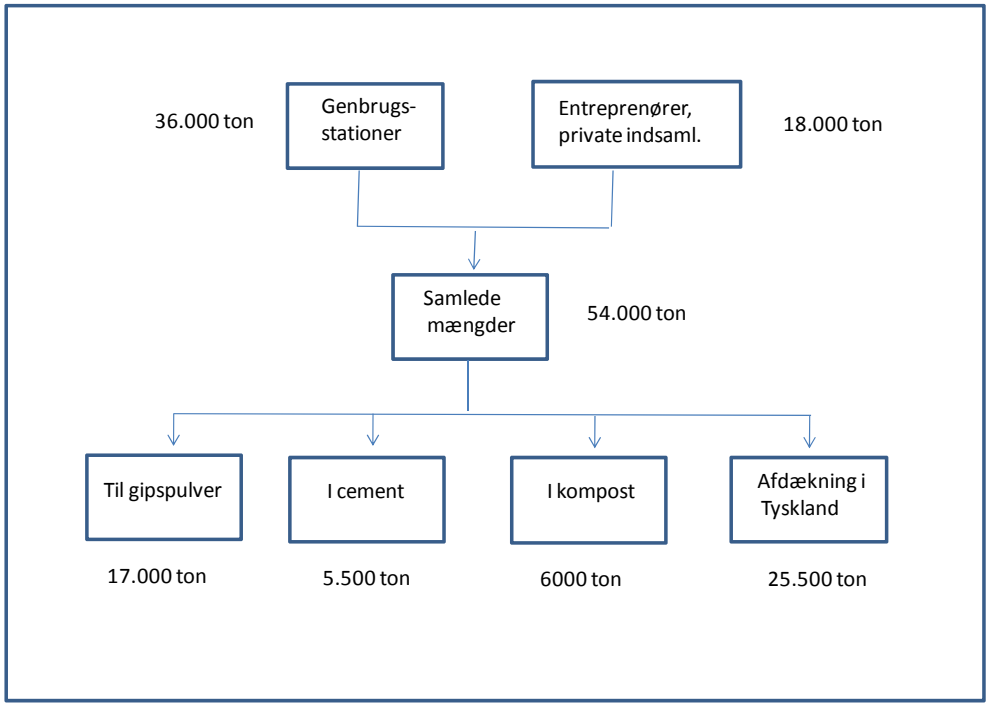
4.2.1 Fordeling mellem behandlingsmetoder

Det var vanskeligt at bestemme de mængder, der tilgik de forskellige behandlingsmetoder i 2009, idet markedet for afsætning af gipsaffald er dynamisk. Fordelingen er derfor baseret på skøn og konkrete oplysninger fra nogle af aktørerne. Mængderne af gipsaffald, der i 2009 benyttedes som tilslagsmateriale til cementfremstilling og kompost, var hhv. 5.500 ton og 6.000 tons som oplyst af Vestforbrænding I/S og Frejberg & Jespersen A/S. Det har ikke været muligt at få oplyst behandlingsmængderne i 2009 fra de resterende aktører.

Fordelingen af gipsaffald på behandlingsmetoder må derfor beregnes indirekte. Ved at antage at mængderne, som benyttedes som tilslagsmateriale til cementfremstilling og kompost, var de samme i 2008 som i 2009, må Gips Recycling have behandlet ca. 42.500 ton i 2008, idet eksport af gipsaffald til afdækning af slaggebjerge i Tyskland ikke fandt sted på daværende tidspunkt. Ifølge oplysninger fra Gips Recycling faldt deres omsætning med 60 % i 2009 svarende til en omsætning på 17.000 ton/år. De resterende 25.500 ton må antages at være overgået til anden behandlingsform, i dette tilfælde anvendelse til afdækning i Tyskland.

På baggrund af ovenstående kan mængden af gipsaffald og fordeling på behandlingsmetoder i 2009 opgøres som vist på figur 4.1.

[4] Dette gipsaffald udgør kun en mindre del af den samlede mængde gipsaffald i Danmark, idet gipsaffald fra røggasrensning på kraftværker (kraftværksgips, industrigips) udgør omkring 200.000 ton/år. Behandling af kraftværksgips indgår ikke i denne rapport.



Figur 4.1. Gipsaffaldsmængder fra byggeri, nedrivning og renovation af bygninger i Danmark i 2009. Data stammer fra div. opgørelser og skøn foretaget af aktører i affaldsbranchen.

4.3 Sammensætning af gipspladeaffald

Gipsaffald fra nedrivning og renovering af bygninger består af en gipskerne med karton som støttemateriale. Der kan desuden indgå en del forureninger fra byggeprocessen, som det ses af tabel 4.1. Papir/karton med rester af vægbehandlingsmateriale anslås til at udgøre mellem 5 og 8 % af affaldsmængden. Rester af konstruktions- og byggematerialer udgør mellem 2 og 6 %; den rene gips vil således udgøre mellem 86 og 93 % af gipsaffaldet.

Tabel 4.1. Sammensætning af gipsaffald.

Fraktion	Fordeling (% på vådvægtbasis)	Bestanddele
Gipskerne	86-93[1] 90[2]	Gips
Karton	5-8[3] 6[2]	Pap med rester af tapet, maling og andre typer vægbehandlingsmateriale
Andet	2-6[3] 4[2]	Skruer, søm, rester fra trækonstruktioner, metalskinner, glasuld, flamingoplader, dampspærre og plastmembraner

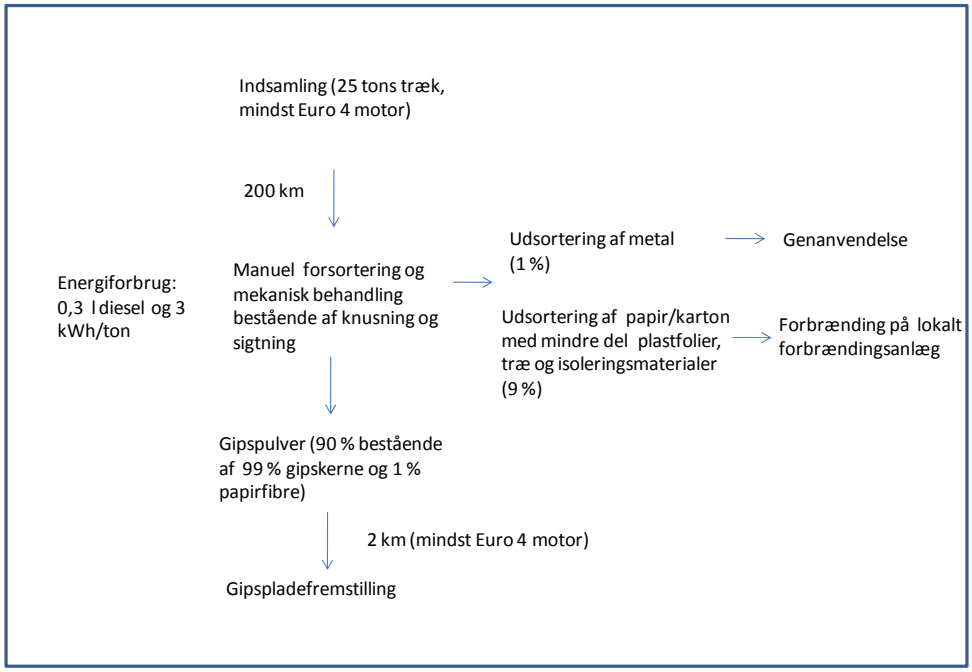
[1]Beregnet ud fra [3]
[2]Oplysninger fra *affald danmark*
[3]Oplysninger fra Gips Recycling A/S

4.4 Livscyklusopgørelse ved anvendelse til gipspladefremstilling

4.4.1 Indsamling, transport og behandling

Oparbejdning af gipsaffald med henblik på fremstilling af gipspulver til produktion af nye gipsplader sker hos Gips Recycling A/S. Behandlingsmetoden inkluderer en indsamlingsfase, hvor gipsaffald afhentes fra genbrugsstationer, entreprenører o.l.

og transporteres til Gips Recyclings produktionsfaciliteter, der ligger i umiddelbar nærhed af gipspladeproducenterne Danogips og Gyproc. Mobile behandlingsanlæg ankommer jævnligt til produktionsfaciliteterne og processerer gipsaffaldet til gipspulver, som leveres til gipspladeproducenterne. Restprodukterne bortskaffes ved forbrænding og genanvendelse. Figur 4.2 viser processen ved oparbejdning af gipsaffald til gipspladefremstilling.



Figur 4.2. Oparbejdning af gipsaffald til fremstilling af gipsplader. Data fra Gips Recycling A/S.

Gipsaffald indsamles vha. en lastvogn med grab, og der sker en sortering af affaldet allerede ved afhentning, hvorved større urenheder kan frasorteres. Ved successivt at fylde lastvognstrækket (25 tons lastekapacitet inkl. hænger) fra containere placeret på genbrugsstationer etc. gøres indsamlingen mere effektiv, da man undgår at transportere opsamlingscontainerne, og der ikke er risiko for at lastvognen skal køre tom ud til hvert opsamlingssted. Gips Recycling A/S oplyste indledningsvist, at en (gennemsnits)indsamlingsrute består af en 75 km tom udtur, derefter 40 km med fire stop for pålæsning af gipsaffald efterfulgt af 65 km hjemtur med fuldt læs. Gips Recycling har efterfølgende oplyst, at den samlede længde på indsamlingsruten er 200 km i gennemsnit. Indsamlingsruten er derfor modelleret som 80 km tom udtur, 40 km indsamling (modelleres som halvt lastet over alle 40 km) og 80 km fuld hjemtur. Der køres med mindst Euro 4 motorer.

Ved modellering af indsamlings- og transportprocesser (i forbindelse med denne behandlingsmetode, såvel som de nedenstående) benyttedes processer fra EASEWASTE-databasen. I det omfang der ikke fandtes relevante processer, blev de i stedet modelleret vha. pc-programmet TEMA2000 (Trafikministeriet, 2000), som kan benyttes til at beregne energiforbrug og emissioner fra forskellige transportteknologier, inklusiv lastbiler med varierende belastning. På baggrund af dette oprettedes nye indsamlings- og transportprocesser i EASEWASTE-databasen.

Det angivne lastvognstræk med 25 tons lastekapacitet inkl. hænger, som anvendes til indsamling og transport af gipsaffald, findes ikke i TEMA2000-programmet. I dette tilfælde interpoleredes ud fra data for en 25 t lastbil uden hænger og et 48 t vogntog. På samme måde ekstrapoleredes energiforbrug ved tom kørsel ud fra sammenhængen mellem energiforbrug ved forskellige belastninger, da energiforbrug ved tom kørsel ikke direkte kan beregnes vha. TEMA2000.

Alt transportarbejde udføres med lastbiler udstyret med mindst Euro 4 motorer, dvs. lastbiler som følger de europæiske Euro 4 emissionsstandarder for udstødningsgasser for biler solgt i EU, som defineret i EU direktiv 98/69/EC eller Euro 5 og 6 emissionsstandarder, som defineret i EC No 715/2007. Da det ikke er oplyst, i hvor høj grad lastbiler forsynet med Euro 5 motorer er anvendt, benyttedes dog Euro 4 standarden til modellering af denne behandlingsmetode.

Ved ankomst til behandlingsanlægget sorteres gipsaffaldet manuelt. Ved denne proces udsorteres eventuelle forureninger, der skyldes fejlsortering på affaldets oprindelsessted. Den mængde, der fjernes ved manuel udsortering, kan reelt variere kraftigt. Affaldet gennemgår mekanisk behandling, hvor gipsen knuses og øvrige forureninger udsorteres. Resultatet er 90 % gipspulver indeholdende ca. 1 % papirfibre og to restfraktioner bestående af hhv. 9 % karton/papir med div. forureninger samt en metalfraktion, som udgør ca. 1 %. Energiforbruget på anlægget angives til 0,3 l diesel/ton indkommet affald til kørsel på anlægget samt 3 kWh/ton affald, som knuses i den mekaniske proces.

Det mobile behandlingsanlæg er som tidligere nævnt placeret i umiddelbar nærhed af gipsproducenten, således at transportstrækningen for det færdige gipspulverprodukt kun udgør ca. 2 km i gennemsnit (det antages, at tilbagekørsel sker tom). Mht. restprodukter transporteres papir/karton-fraktionen til forbrænding på regionale forbrændingsanlæg. Metalfraktionen transporteres til en lokal produkthandler, hvorfra den går videre til metalgenanvendelse.

4.4.2 Substitution

Gipsplader produceres i Danmark af naturgips, kraftværksgips og affaldsgipspulver. Der produceres årligt omkring 200.000 tons kraftværksgips, som stammer fra kraftværkernes røggasrensning. Både kraftværksgips og affaldsgipspulver erstatter således naturgips, men det er også relevant at overveje, om affaldsgipspulver kan fortrænge kraftværksgips. Det er i rapporten antaget, at dette ikke tilfældet, dvs. at affaldsgipspulver udelukkende erstatter naturgips. Da gipspladeproducenterne ikke har ønsket at oplyse om ovenstående, bygger denne antagelse på følgende:

- Hovedparten af det danske kraftværksgips genanvendes, enten via afsætning til gipspladeindustrien eller til cementproduktion på Aalborg Portland. Kun en meget lille del deponeres (36.125 tons i alt i perioden 1993-2008 iflg. grønt regnskab 2008 for DONG's depot ved Kruusesminde). I de tilfælde, hvor gipsaffaldet deponeres, er der tale om enkelte batches af gipsaffald, som ikke lever op til kvalitetskravene fra gipsproducenterne. Kraftværkerne kan således komme af med al deres gips, og har også kunnet det i de år, hvor der blev produceret mest gipspulver fra Gips Recycling. Det underbygges af, at gipspladeproducenterne de seneste ti år har måttet importere naturgips.
- Det må forventes, at mængden af kraftværksgips falder i fremtiden som følge af, at kul vil blive udfaset med biomasse eller anden vedvarende energi, som ikke giver anledning til svovlforurening i samme grad som kul. Det betyder, at behovet for naturgips vil stige.

På baggrund af ovenstående findes det derfor rimeligt at antage, at det ikke er anvendelsen af kraftværksgips, men i stedet naturgips, der påvirkes, hvis mængden af affaldsgipspulver stiger eller falder.

Det har ikke været muligt at få oplyst, i hvilket forhold affaldsgipspulver erstatter naturgips, da gipspladeproducenterne af konkurrencemæssige årsager ikke har ønsket at deltage i projektet. På trods af, at naturgips kan indeholde forureninger af andre stenarter, er det antaget, at affaldsgips substituerer naturgips i vægtforholdet 1:1. Denne forudsætning lægges til grund for substitution af naturgips i samtlige behandlingsteknologier.

Da det ikke var muligt at få oplysninger om oprindelsessted og transport af naturgips til Danmark fra gipspladeproducenterne, måtte dataindsamlingen i stedet bygge på generel viden om naturgipsproduktion i Europa. Ifølge flere kilder, f.eks. Gibbons & Moreno (2002), er Spanien Europas største eksportør af naturgips. Spaniens største gipsmine, Sorbas, ligger i provinsen Almeria nær Middelhavskysten, hvor udskibning sker fra havnene i Garrucha og Carboneras. Det er derfor valgt at modellere import af naturgips til Danmark som skibstransport fra disse to havne i Spanien til Ålborg og Kalundborg, idet en mere præcis beregning baseret på gennemsnitsafstande fra europæiske naturgipsminer lå uden for dette projekts rammer.

Ved kontakt til havnepersonalet i Carboneras samt en af de danske gipsproducenter blev det oplyst, at naturgipstransport oftest sker med bulk carrier på 15.000 til 30.000 tons lasteevne. Ifølge samme kilder foregår hjemsejladsen i de allerfleste tilfælde fuldlastet via andre havne og med andre godstyper. Skibstransport af naturgips til danske gipspladeproducenter blev derfor modelleret som 4091 km sejlads (gennemsnitsafstand[5] fra de to havne i Spanien til Ålborg og Kalundborg) med en 22.500 ton fuldtlastet bulk carrier. Denne afstand er sammenlignelig med afstande benyttet i en rapport om genanvendelse af gipsaffald til nye gipsplader i Storbritannien (WRAP, 2008). Emissioner i forbindelse med skibstransporten blev – som for lastbiltransport - beregnet vha. Trafikministeriets pc-baserede værktøj TEMA2000.

4.4.3 Behandling af restprodukter

Papirfraktionen med indhold af div. forureninger sendes til forbrænding på et affaldsforbrændingsanlæg, der i denne rapport modelleres som Vestforbrænding i 2005 (se Bilag A). Dette anlæg, som findes i EASEWASTE-databasen repræsenterer et state-of-the-art forbrændingsanlæg med lave emissioner og høj energigenvinding. Det er ønskeligt at kende den fysisk/kemiske sammensætning af papirfraktionen for at kunne beregne energiudnyttelse og derved besparelser af fossile brændsler, mængden af slagge og røggasrensningsprodukter samt emissioner forbundet med forbrændingsprocessen. Da der ikke foreligger oplysninger om papirfraktionens sammensætning fra de forskellige behandlingsteknologier, som indgår i projektet, benyttedes i stedet tal fra en rapport om papirfraktionsaffald på Overgaard Gods (Rambøll, 2010).

I denne rapport beskrives en repræsentativ prøve bestående af en samleprøve af 10 nedstik i en papirfraktionsbunke på Overgaard Gods (tabel 4.2). Overordnet bestod prøven af ca. 75 % papir/pap og ca. 10 % gipsklumper samt resterende mængder af andre fraktioner, som er typiske for papirrest fra genanvendelse af gipspladeaffald.

[5] Beregnet på grundlag af data om længden af skibsruter til disse destinationer venligst stillet til rådighed af rederiet Torm.

Tabel 4.2. Fysiske/kemiske parametre i gipsaffald fra Overgaard Gods.

Fysisk/kemisk parameter*	
Tørstofindhold (TS)	59 %
Kviksølv	0,44 mg/kg TS
Bly	55 mg/kg TS
Nikkel	4,1 mg/kg TS
Krom	8,2 mg/kg TS
Zink	119 mg/kg TS
Kobber	18 mg/kg TS
**Nedre brændværdi	18 GJ/ton TS

*Cd var under detektionsgrænsen, og fremgår derfor ikke af tabellen.
**Denne værdi er ikke fra Overgaard Gods, men baseret på materialefraktionen "snavset papir" i EASEWASTE-databasen.

Det forekommer derfor sandsynligt, at dette materiale kan repræsentere papirfraktionen i samtlige behandlingsteknologier med det forbehold, at mængden af tilbageværende gips i papirfraktionen kan være forskellig fra behandlingsteknologi til behandlingsteknologi.

Mht. metalfraktionen transporteres den til en lokal produkthandler og derfra videre til genanvendelse. Der benyttes samme genanvendelsesproces og substitution af primærmetal i samtlige behandlingsteknologier.

4.5 Livscyklusopgørelse ved anvendelse til cementfremstilling

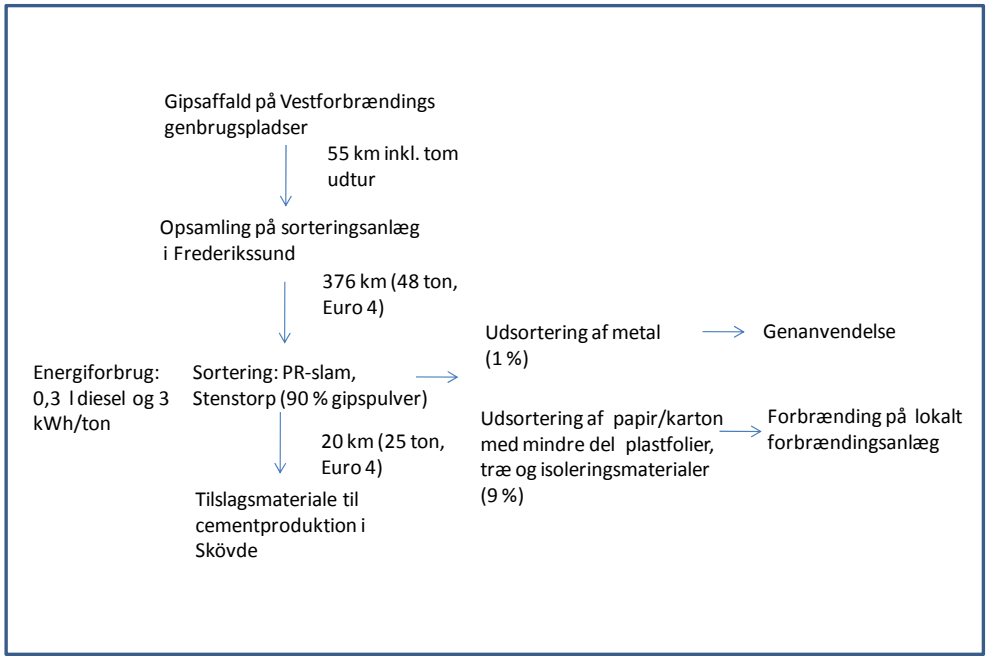
4.5.1 Indsamling, transport og behandling

Eksport af gipsaffald til Sverige til anvendelse som tilslagsmateriale ved cementfremstilling skete i 2009 og årene før i Vestforbrænding I/S regi. Selvom den eneste danske cementfremstillingsvirksomhed, Aalborg Portland, anvender relativt store mængder gips i cementfremstillingen, dækkes dette behov af kraftværksgips fra det nærtliggende Nordjyllandsværk. I Sverige, hvor der ikke er samme adgang til kraftværksgips, er der derimod et behov for gipsaffald til cementfremstilling som erstatning for naturgips.

Vestforbrænding oplyser, at gipsaffald indsamles vha. containere, der gennemsnitligt transporteres 27,5 km fra Vestforbrændings genbrugspladser til et omlastningsanlæg i Frederikssund. Det antages, at lastbilen kører tom ud til genbrugspladsen og fuldtlastet videre til omlastningsanlægget. Indsamlingen er modelleret på baggrund af beregning vha. TEMA2000 af energiforbrug og emissioner for en 10 ton Euro4 lastbil med fuld lasteevne på 5,2 ton.

Efter omlastning på anlægget i Frederikssund transporteres gipsaffaldet til virksomheden PR-Slamsugning AB i Falköping til oparbejdning. Transporten og kontakt til den svenske virksomhed formidledes af Combineering A/S. Afstanden fra Frederikssund til PR-slamsugning er 376 km, og det antages, at lastbilen kører 40 km tom, før der findes et fuldt læs til hjemturen. Transporten foregår med lastbiler med lasteevne mellem 23 og 29 tons. Dette er modelleret som et 48 ton (32 ton lasteevne) Euro 4 vogntog vha. TEMA2000. Fra Falköping transporteres det oparbejdede gipsaffald ca. 20 km til Cementa AB i Skövde. Det antages, at der anvendes den samme type lastbil til denne transport, som ved anvendelse af gipsaffald til nye gipsplader, dvs. en Euro4 lastvogn med 25 tons kapacitet. Lastvognen antages at køre tom fra Cementa tilbage til PR-Slamsugning i Falköping.

På PR-Slamsugnings sorteringsanlæg i Falköping oparbejdes gipsaffaldet til brug for cementfremstilling. Ifølge procesbeskrivelsen foretages der en manuel sortering af større fremmedlegemer hvorefter metal, træ og papir/kartonfraktioner sorteres fra vha. magnet og mekaniske sorteringsanordninger. På figur 4.3 ses håndteringen af gipsaffaldet i sin helhed.



Figur 4.3. Anvendelse af gipsaffald til cementfremstilling i Sverige.

De forskellige produkter fra sorteringsprocessen fordelte sig som 90 % gipsaffald til cementfremstilling, 9 % papir/kartonrest samt træ og ca. 1 % metalaffald. Da der ikke fandtes data om energiforbrug på sorteringsanlægget, benyttedes der i stedet data fra Ecoinvent-databasen (se Bilag A) om energiforbrug ved håndtering og sortering af byggeaffald herunder gipsaffald.

4.5.2 Substitution

Da cementfabrikker i Sverige som nævnt ikke har adgang til kraftværksgips i samme omfang som Danmark, antages det, at gipsaffald erstatter naturgips, som ellers skal importeres fra udlandet. Som det var tilfældet ved fremstilling af nye gipsplader, antages gipsaffaldet at substituere naturgips i forholdet 1:1.

Da det ikke fandtes oplysninger om, hvorfra naturgips til cementfremstilling udskibes, og til hvilken havn i Sverige det ankommer, blev transport af naturgips til cementfremstilling modelleret på samme måde som i forbindelse med produktion af nye gipsplader. Skibstransport af naturgips til svensk cementfremstilling blev derfor modelleret som 4091 km sejlads med en 22.500 ton fuldtlastet bulk carrier.

4.5.3 Behandling af restprodukter

Restprodukterne fra sorteringsanlægget bestod af en papir/kartonfraktion samt affaldstræ og desuden en metalfraktion. Papir/kartonfraktionen angives at gå til forbrænding på et lokalt varmeværk, men kompostering angives ligeledes som alternativ behandling af denne fraktion. I nærværende rapport modelleres kun forbrændingsalternativet, og der benyttes det samme forbrændingsanlæg som i forbindelse med de andre behandlingsmetoder. Det kan ikke udelukkes, at forbrænding under svenske forhold giver anledning til en anden miljøprofil end ved

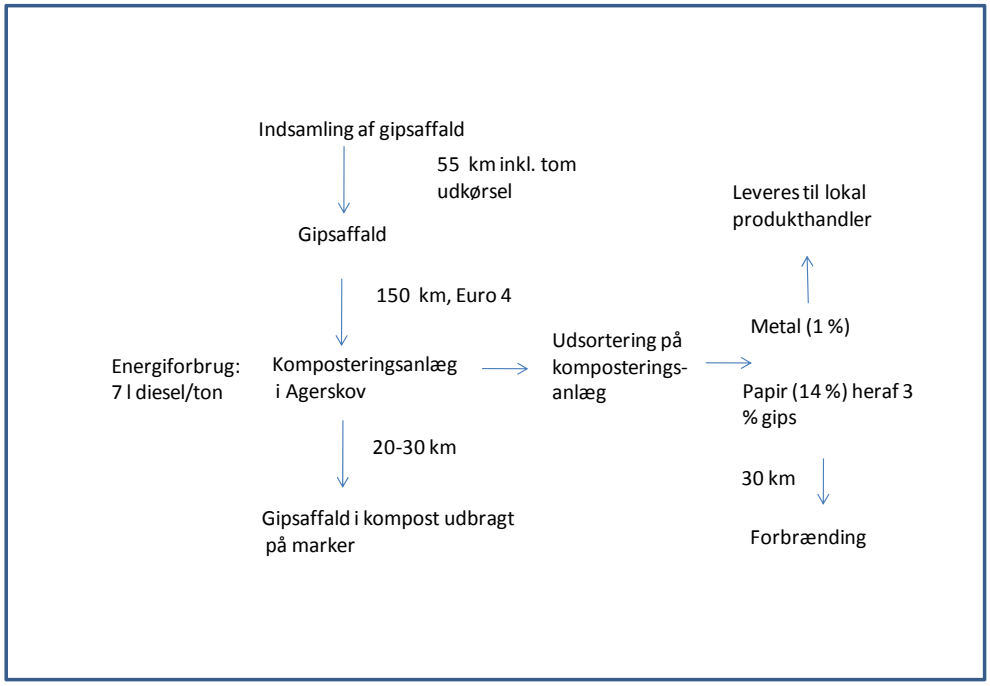
anvendelse af et danske modelanlæg fra EASEWASTE-databasen, men modellering af et svensk forbrændingsanlæg ligger uden for rammerne af dette projekt.

Metalaffaldet sendes til et lokalt genvindingsanlæg. De potentielle miljøpåvirkninger modelleres på samme måde som for de andre behandlingsmetoder for gipsaffald.

4.6 Livscyklusopgørelse ved anvendelse i kompost

4.6.1 Indsamling, transport og behandling

Oparbejdning af gipsaffald med henblik på anvendelse som tilslagsmateriale i kompost sker på Freiberg & Jespersens komposteringsanlæg i Agerskov ved Tønder. Behandlingsmetoden inkluderer en indsamlingsfase, hvor gipsaffald afhentes fra genbrugsstation, entreprenører o.l. og transporteres til Agerskov. På komposteringsanlægget udsorteres urenheder og gipsen knuses, inden den tilsættes kompostmaterialet i afslutningsfasen af komposteringsprocessen. Restprodukterne fra sorteringsprocessen bortskaffes ved forbrænding og genanvendelse. Figur 4.3 viser processen ved oparbejdning af gipsaffald til anvendelse i kompost.



Figur 4.3. Anvendelse af gipsaffald som næringsstoftilsætning i kompost.

Gipsaffald indsamles fra genbrugsstationer, entreprenører o.l. til forskellige omlastningsstationer spredt ud over Danmark. Freiberg & Jespersen er ikke involveret i indsamlingsfasen og kan derfor ikke levere detaljerede data om denne. Det er i stedet antaget, at den indsamling, der blev modelleret i scenariet, hvor gipsaffald blev anvendt til cementproduktion, også er repræsentativ for indsamling af gipsaffald til kompost. Samme antagelse er gjort for modellering af indsamlingsdelen ved anvendelse af gipsaffald til afdækning af saltbjerge i Tyskland.

Fra omlastningsstationerne transporteres gipsaffaldet i gennemsnit ca. 150 km med lastvogn med anhænger (33-48 tons med mindst Euro 4 motorer, dog modelleret overalt som netop Euro 4 motorer) til Freiberg & Jespersens komposteringsanlæg i

Agerskov (det antages, at lastbilerne kører 40 km tomme ud inden de finder en ny last). Her sorteres og knuses gipsaffaldet på et mobilt anlæg, der drives vha. diesel. Anlægget knuser først gipsaffaldet, hvorefter en magnet fjerner metaldele. Til slut sigtes gipsaffaldet i en tromlesigte. Denne behandlingsmetode efterlader en restmængde, der skønnedes af Freiberg & Jespersen at udgøre ca. 15 % af det indkomne gipsaffald, bestående af 12-14 % papir/pap og 1-3 % metalaffald. Papirfraktionen fordeler sig på papir/pap og desuden 3 % restgips ifølge en analyse foretaget af Marstrup forbrændingsanlæg ved Haderslev. Da genanvendelse af metal viste sig at have en vis betydning for miljøvurderingen, blev det valgt at anvende det laveste skøn for udsortering af metal, som var i overensstemmelse med genanvendelsen i andre behandlingsmetoder. Derved måtte der være ca. 14 % papir/kartonaffald, som blev ført til forbrænding. Da denne fraktion kun udgjorde ca. 9 % ved anvendelse af gipsaffald til nye gipsplader – den behandlingsmetode som skønnes at have den mest grundige sortering – blev denne fraktion modelleret indeholdende en inert fraktion af ikke nærmere defineret materiale, således at kompostløsningen ikke blev tilskrevet ekstra miljøbesparelser ved forbrænding af restprodukter.

Brændstofforbruget på anlægget er 7 l diesel/ton indkommet gipsaffald. Det rensede gipspulver benyttes som tilslagsmateriale til kompost produceret ud fra spildevandsslam og have- parkaffald med tilsætning af bundaske fra biomassefyrede kraftvarmeanlæg samt støberisand. Ifølge en deklaration af den færdige kompost indeholder den 17 kg svovl per ton. Komposten udbringes på marker, der i gennemsnit ligger 25 km fra komposteringsanlægget i Agerskov.

Da der er tale om udbringning af materiale til jordmiljøet, indgår der i miljøvurderingen potentielle miljøpåvirkninger fra kompostens indhold af kemiske stoffer med oprindelse i gipsaffaldet. Freiberg & Jespersen har ladet udføre en række kemiske analyser af gipsaffaldet, før det tilsættes komposten.

Tabel 4.3. Fysiske/kemiske parametre for sorteret og renset gipsaffald som anvendes i kompost

*Fysisk/kemisk parameter	Gennem-snit	Standard-afvigelse	Relativ Standard-afvigelse (%)	Grænse-værdi/
Tørstofindhold (%)	79,0	5,37	6,8	
Glødetab (%)	2,91	2,64	90	
Cadmium (mg/kg TS)	0,047	0,012	25	0,8
Kviksølv (mg/kg TS)	0,116	0,063	54	0,8
Bly (mg/kg TS)	2,83	1,367	48	120
Nikkel (mg/kg TS)	7,55	2,833	38	30
Krom (mg/kg TS)	2,86	0,558	20	100
Zink (mg/kg TS)	21,8	9,543	44	4000
Kobber (mg/kg TS)	2,88	0,997	35	1000
Tot-N (mg/kg TS)	94,9	47,5	50	
Tot-P (mg/kg TS)	152	24,9	50	
PAH (mg/kg TS)	<0,2			3

*Fysisk/kemisk parameter	Gennem-snit	Standard-afvigelse	Relativ Standard-afvigelse (%)	Grænse-værdi/
NPE (mg/kg TS)	<0,6			10
DEHP (mg/kg TS)	3,3		2,57	50
LAS (mg/kg TS)	<50			1300

*Gengivet med tilladelse fra Freiberg & Jespersen. Tabellen viser gennemsnitsværdier fra 14 enkeltanalyser af gipspladeaffald anvendt som tilslagsmateriale i kompost.

Gennemsnitsværdier fra disse analyser ses i tabel 4.3, som bliver benyttet til at opgøre potentielle toksiske miljøeffekter fra gipsaffaldet. Standardafvigelsen (n=14) og den relative standardafvigelse som procent af gennemsnittet er medtaget i tabellen for at give et indtryk af usikkerhederne forbundet med de kemiske analyser af gipsaffaldet. Desuden ar angivet grænseværdier, hvor det bemærkes, at alle prøvegennemsnit ligger væsentligt under disse.

Ifølge Miljøstyrelsen skal både spildevand og gipsaffald inden sammenblanding med have-parkaffaldet[6], prøvetages og analyseres. Dette skal ske, for at sikre at affaldet til enhver tid overholder grænseværdierne for de tungmetaller og miljøfremmede stoffer, der er angivet i bilag 2 til bekendtgørelse nr. 1650 af 13. december 2006 om anvendelse af affald til jordbrugsformål (”slambekendtgørelsen”). Da den færdige kompost bl.a. består af gipsaffald, som ikke er optaget på slambekendtgørelsens bilag 1, skal der meddeles en tilladelse til udbringning af komposten efter § 19 i miljøbeskyttelsesloven, jf. § 29 i slambekendtgørelsen.

4.6.2 Substitution

Kompost benyttes på landbrugsjord som gødningsprodukt eller jordforbedringsmiddel. Udover kvælstof og fosfor har afgrøder brug for svovl. På grund af mere effektiv røggasrensning på kraftvarmeværker er depositionen af svovl, dvs. nedfalden svovl, faldet til ca. 5 kg/ha per år, hvilket har ledt til generel svovlmangel på danske marker. Det er derfor nødvendigt at svovlgødske med mængder op til 50 kg/ha per år afhængigt af afgrøde (Dansk Landbrugsrådgivning, 2010).

Ifølge et notat udarbejdet for Freiberg & Jespersen (Hindrichsen, 2010) udbringes der omkring 15 tons kompost per hektar. Heraf udgør gips 1,2 tons, hvilket giver en svovldosering på 255 kg/ha, som skal ses i forhold til de ca. 50 kg/ha, der er den maksimale udbyttemæssigt baserede dosering. Der er i det følgende regnet med en dosering på 10-15 tons kompost per ha.

4.6.2.1 Tilgængelighed af svovl – forskellige undersøgelser

Svovl i form af gips (hvor det findes som sulfat) er lige så brugbart for planter som svovl i kunstgødning, idet svovl under alle omstændigheder skal findes på sulfatform for at være plantetilgængeligt. I handelsgødning findes svovl på forskellig kemisk form, f.eks. som meget letopløseligt ammoniumsulfat eller natriumsulfat, men også på elementarform som rent svovl (TSI, 2011). Rent svovl skal dog først oxideres for at blive til sulfat, som kan optages af planterne.

[6] Komposteret såvel som ukomposteret have-og parkaffald kan uden forudgående tilladelse anvendes til jordbrugsformål og er i øvrigt ikke omfattet af slambekendtgørelsens regler

I forhold til ammoniumsulfat er gips langt mindre opløseligt i vand. Hindrichsen (2010) angiver opløseligheden til 0,21 % under optimale forhold, dvs. i pulverform og under omrøring. Det uopløste svovl vil udgøre en reserve, der frigives i samme vækstsæson eller senere.

Opløsning af gips og udvaskning af sulfat vil over tid være afhængig af de hydrologiske forhold det pågældende sted. Netto-nedbøren, dvs. nedbør minus fordampning, var i Bjerndrup i Sønderjylland i gennemsnit 580 mm/år i perioden 1987-1996 (GEUS, 2000). Netto-nedbøren fordeler sig på overfladeafstrømning og grundvandsdannelse. På sønderjyske sandjorde vil overfladeafstrømning være af mindre betydning, og grundvandsdannelsen vil dominere. Der strømmer således op til 5800 m^3/ha regnvand gennem jorden per år. Den maksimale gipsmængde, som kan opløses i denne vandmængde, beløber sig til ca. 12 ton, hvilket overstiger den doserede gipsmængde mere end ti gange. Selv om kun en mindre del af regnvandet opnår fuld gipsmætning pga. kort opholdstid og præferencestrømninger i jorden, og der tages hensyn til en vis overfladeafstrømning, er der alligevel risiko for, at store dele eller alt sulfatet fra gips udvaskes i løbet af kort tid.

Dette er i overensstemmelse med Eriksen (1996), som i forbindelse med et flerårigt eksperiment med svovlgødskning under danske forhold konkluderede, at svovl i overskud fra tidligere års gødskning nedsivede til mere end 80 cm dybde pga. nedbør uden for vækstsæsonen. Her skal det dog bemærkes, at svovlet blev udbragt som bl.a. ammoniumsulfat, der er langt mere vandopløseligt end gips.

Også Kowalenko (2009) har undersøgt plantetilgængeligheden af forskellige svovlgødninger, heriblandt gips, ved én årlig udbringning i en treårig periode på græsmarker beliggende i British Columbia. Gips udviste den højeste plantetilgængelighed til trods for gips' lave opløselighed i vand. Samtidig var der stadig tilgængeligt svovl i den følgende vækstsæson på trods af relativ høj nedbør, sandsynligvis pga. den pågældende jords evne til at binde sulfat.

Boswell (1997) beskriver et eksperiment med svovlgødskning med gips og svovl på elementarform under tørre klimatiske forhold på New Zealand. Ved engangsudbringning af store gipsmængder udviste afgrøden ingen svovlmangel selv efter 5 år; dette fortolkedes som jordens evne til at binde sulfat muligvis ved mikrobiel immobilisering og følgende mineralisering af svovl. Det skal her understreges, at der var tale om meget forskellige klima- og landbrugsforhold sammenlignet med Danmark.

4.6.2.2 Sammenfatning

Sammenfattende viser disse undersøgelser, at svovl fra gips er relativt let plantetilgængelig, dvs. går i opløsning som sulfat, og at der derfor er risiko for udvaskning uden for vækstsæsonen. Selvom der i udenlandske undersøgelser er visse tegn på, at gødningsvirkningen af én gipsudbringning kan strække sig over flere år, så vil der under danske klima- og jordbundsforhold med stor sandsynlighed ske udvaskning af det meste af det sulfat, som overskrider planternes behov.

På den baggrund vurderes det, at gipsudbringning i de mængder, som angives af Freiberg & Jespersen, under optimale forhold vil resultere i en gødningseffekt svarende til planternes maksimale svovlbehov i én vækstsæson dvs. 50 kg/ha, hvorved resten af sulfatet vil blive udvasket. Dette synspunkt støttes af Jørgen Eriksen, Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, Aarhus Universitet, som DTU har konsulteret.

Ud over gødningsværdien er der en række positive effekter af at anvende gips i kompost, herunder bedre jordstruktur, men også en forbedret komposteringsproces som angivet af Freiberg & Jespersen. Det er imidlertid vanskeligt at kvantificere effekterne på jordstrukturen, og på nuværende tidspunkt er dette ikke en del af LCA-metoden. Derfor indgår forbedret jordstruktur ikke som en selvstændig kategori i miljøvurderingen, men kan kun medregnes kvalitativt.

4.6.2.3 Følsomhedsanalyser

Der blev udført to følsomhedsanalyser for at vurdere betydningen af de valgte forudsætninger:

1. ingen sulfatudvaskning + al gipsens svovl erstatter svovlholdigt kunstgødning (dvs. 100% udnyttelse af gipsens svovl)
2. alt svovl udvaskes som sulfat, og der erstattes ingen svovlholdig kunstgødning

Den første følsomhedsanalyse repræsenterer en situation, hvor der bringes væsentligt mindre kompost ud per ha. Doseringen er her tilpasset planternes maksimale svovlbehov, dog uden at der er taget stilling til, om dette er realistisk ud fra en økonomisk eller praktisk betragtning. Der modelleres altså en situation, hvor det antages, at alt gipsens svovl bliver optaget af planterne.

Den anden følsomhedsanalyse repræsenterer en situation, hvor landmanden ikke ændrer gødningspraksis med hensyn til svovlgødskning, men fortsætter som uændret på trods af at der tilføres svovl til markerne via komposten. Som beskrevet ovenfor antages en del af svovlindholdet i komposten at substituere svovlholdig kunstgødning, men der er en række forhold, som kan formindske denne effekt. I hvor høj grad organisk gødning i form af kompost kan suppleres med uorganisk handelsgødning reguleres af slambekendtgørelsen. Da komposten er fremstillet af materialer indeholdende en stor del spildevandsslam, vil det være fosforindholdet, som begrænser doseringen. Ifølge en deklaration for Freiberg & Jespersens kompostprodukt (Biosense, 2010) indeholder komposten 3,2 kg P per ton, hvilket svarer til en maksimal dosering iflg. slambekendtgørelsen på ca. 9 t kompost per ha (her skal det bemærkes, at fosfortildelingen kan beregnes som et gennemsnit over tre år, således at tildelingen i et enkelt år kan være højere). Komposten indeholder ifølge deklarationen 3,7 kg kvælstof per ton. Udbringning af 9 ton kompost per ha vil derfor medføre udbringning af ca. 33 kg N, men kun 45 % svarende til ca. 16 kg N skal ifølge Plantedirektoratet (2010) indregnes i gødningsregnskabet. Resultatet er, at landmanden stadig kan anvende kvælstofgødning (med svovl) i mængder, der er relativt upåvirket af udbringning af kompost.

Det kan således ikke udelukkes, at landmænd, som benytter komposten og korrigerer i forhold til bestemmelserne i slambekendtgørelsen angående N og P, i praksis fortsætter uændret med deres almindelige gødskningsregime bestående af N-gødning med indhold af svovl, hvorved der ikke vil ske nogen substitution.

4.6.3 Behandling af restprodukter

Papirfraktionen med indhold af div. forureninger bliver transporteret til forbrændingsanlægget i Marstrup ved Haderslev (der gøres opmærksom på, at forbrænding i dette projekt blev modelleret som på Vestforbrænding uanset behandlingsmetode). Da der ikke foreligger oplysninger om papirfraktionens kemiske sammensætning fra de forskellige behandlingsteknologier (ud over den nævnte analyse af gipsindhold udført af Marstrup forbrændingsanlæg) benyttes i stedet tal fra en rapport om gipspladeaffald på Overgaard Gods (Rambøll, 2010), se tabel 4.2.

Metalfraktionen transporteres til en lokal produkthandler og derfra videre til genanvendelse. Der benyttes samme genanvendelsesproces og substitution af primærmetal i samtlige behandlingsteknologier.

4.7 Livscyklusopgørelse ved anvendelse som afdækningsmateriale på slaggebjerge i Tyskland

4.7.1 Indsamling, transport og behandling

Gipsaffald indsamlet i Danmark benyttes til afdækning af slaggebjerge - de såkaldte ”Kalihalden” - i Tyskland. Slaggebjerge findes forskellige steder i Tyskland og består af restprodukter fra minedrift. I Sehnde i Niedersachsen drejer det sig om potaske (KCl). For at forhindre utilsigtet ud- og nedsivning af salte med regnvand slutafdækkes slaggebjerget med jord, gipsaffald og andre restprodukter. Gipsen anvendes som tilsætning til et konturgivende lag af jord. Desuden kan gipsaffaldet i mindre mængder iblandes det øverste afdækkende kulturlag, som skal bære bevoksning, for bl.a. at forbedre jordlagets vandtilbageholdende egenskaber.

Der finder eksport af gipsaffald sted fra Danmark til Sehnde, og der har, indtil MST forbød det i november 2010, fundet en tilsvarende eksport sted til Thüringen i Tyskland. I det følgende beskrives kun eksporten til Sehnde, idet den væsentligste forskel ved Thüringen-løsningen vil være transportafstanden. Derfor vil Thüringen-løsningen være miljømæssigt set dårligere end Sehnde-løsningen proportionalt med den ekstra transportafstand. Derudover vil der muligvis være en forøget risiko for svovlbrinteemission fra afdækning i Thüringen, hvor man tillader afdækningsmateriale med højere organisk indhold end i Sehnde. Den reelle effekt af dette forhold er imidlertid usikker.

Slaggebjerget i Sehnde består af store mængder restprodukter fra brydning af kaliumklorid, som strakte sig fra 1905 til 1982. Slaggebjerget indeholder ud over rester af kaliumklorid andre salte, deriblandt natriumklorid og magnesiumsulfat.

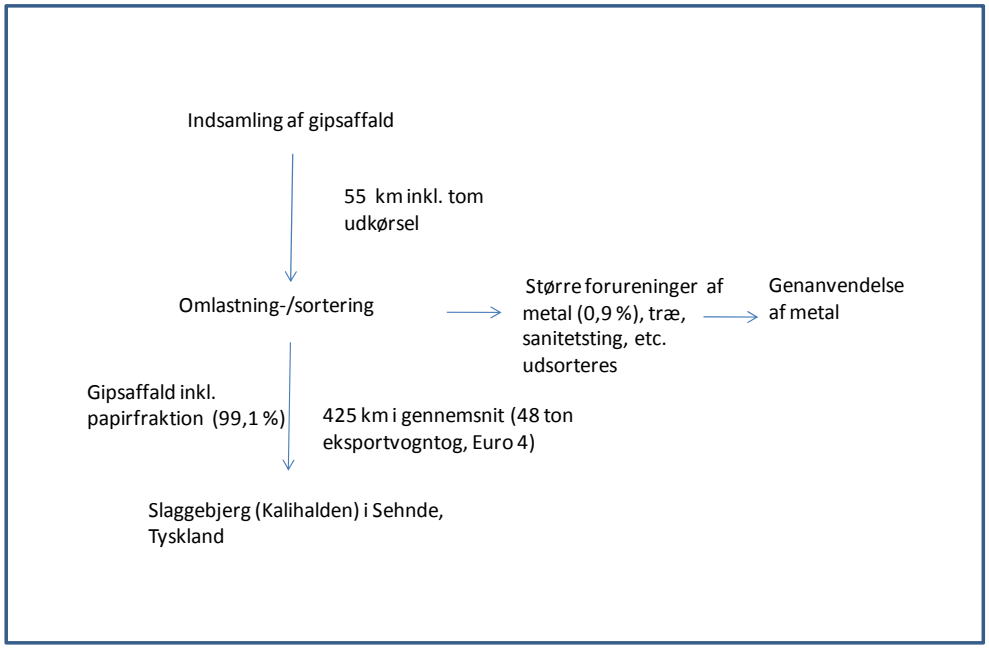
Oplysninger vedrørende håndtering af gipsaffald med henblik på anvendelse som afdækning af slaggebjerg i Sehnde er givet af Danbørs A/S. Behandlingsmetoden forudsætter en indsamlingsfase, hvor gipsaffald afhentes fra genbrugsstationer, entreprenører o.l. og transporteres til opsamlingsstationer spredt ud over landet. Da Danbørs ikke er involveret i indsamlingsfasen og desuden modtager gipsaffaldet forsorteret, inddrages data om indsamling og sortering fra andre behandlingsmetoder.

Mht. indsamlingsfasen, benyttes data fra *affald danmark* og Vestforbrænding om anvendelse af gipsaffald til cementfremstilling (*affald danmark*, 2010). Det antages, at denne indsamlingsmetode også er repræsentativ for indsamling af gipsaffald til afdækning i Tyskland.

Der foregår en sortering af gipsaffaldet på omlastningsstationerne, således at affaldet kan opfylde tyske kvalitetskrav. Ifølge kvalitetsbeskrivelse (Danbørs, 2010) må det sorterede gipsaffald kun indeholde små mængder forureninger bestående af bl.a. tapet, søm, skruer etc. Gipsaffald, som visuelt bedømmes at indeholde mere end 1 % (volumen) forureninger, returneres eller sorteres på leverandørens regning. Sortering på omlastningsstationer foregår både manuelt og mekanisk vha. en grab, men der er ikke involveret knusemaskiner, tromlesigter eller magneter i sorteringsprocessen. Gipsaffaldet neddeles dog som et resultat af håndtering, sortering og omlastning. Da gipsaffaldet ikke knuses og sigtes,

frasorteres heller ikke den karakteristiske papir/karton-affaldsfraktion. Denne indgår i gipsaffaldet, der anvendes til afdækning. Udsorteringen af metal modelleres som marginalt mindre end i de andre behandlingsmetoder: 0,9 % i modsætning til 1 %.

Efter omlastning på sorteringspladserne transporteres gipsaffaldet med eksportvogntog (40 tons, Euro 4) til behandlingsanlægget K+S Baustoffrecycling GmbH i Sehnde. Afstande fra centralt placerede opsamlings/sorteringspladser i Sønderjylland, Nord- og Midtjylland og på Sjælland til Sehnde er hhv. 363, 425 og 483 km. Da den største mængde af gipsaffald antages at afsendes fra København, benyttes denne afstand for transport af gipsaffaldet fra opsamlingsstationerne til destinationen i Tyskland. På figur 4.4 ses den samlede proces.



Figur 4.4. Anvendelse af gpsaffald til afdækning af slaggebjerge (Kalihalden) i Sehnde, Tyskland.

Arbejdsgangen på behandlingsanlægget i Sehnde involverer udlægning og blanding af gipsaffaldet med jord med gravemaskine og efterfølgende komprimering af blandingen vha. dozer på afdækningsstedet. Der iblandes ca. 1/3 gips i forhold til jordvolumenet. Det antages, at håndtering af gipsaffaldet giver anledning til det samme energiforbrug, som vil være tilfældet ved anvendelse af et alternativ produkt. Under denne forudsætning indgår energiforbrug på anlægget i Sehnde ikke i miljøvurderingen.

Som det er tilfældet i forbindelse med kompostløsningen, er der ved brug af gipsaffald til afdækning risiko for sulfatudvaskning til grundvand. I modsætning til kompostløsningen er der ikke taget i betragtning, at tungmetaller i gipsaffaldet kan forårsage potentiel humantoksicitet. Dette skyldes hovedsagelig, at slaggebjerget ikke vil blive benyttet som landbrugsjord, og derfor heller ikke give ophav til fortærbare afgrøder, som det er tilfældet i kompostløsningen.

Over en 100-års periode må den samlede svovlmængde i gipsaffaldet formodes at blive opløst i jordvæsken og derved kunne udvaskes fra slaggebjerget, selvom infiltrationen må formodes at være væsentligt mindre end i landbrugsjord. Som udgangspunkt modelleres udvaskning derfor som 100 % udvaskning af sulfatindholdet i gipsaffaldet til grundvandet på trods af, at der er perkolatopsamling fra slaggebjerget. Da det imidlertid er usikkert, hvor stor en

andel, der vil blive opsamlet og med hvilken tidshorisont, er der valgt denne konservative betragtning for sulfatudvaskning. Ifald der i fremtiden vil blive opsamlet sulfat, vil det selvfølgelig have positiv indflydelse på grundvandskvaliteten.

Man kunne hævde, at hvis grundvandet allerede var forurenet, således at det ikke kan benyttes som drikkevand, vil det ikke betyde noget at forurene det yderligere med sulfat. Dermed ville påvirkningskategorien ”ødelagte grundvandsressourcer” ikke være relevant for anvendelse af gipsaffald som afdækningsmateriale. Det er dog valgt ikke at drive konsekvenstankegangen så vidt, men i stedet anlægge det synspunkt, at enhver yderligere forurening bør kvantificeres og indgå i miljøvurderingen. Dette er den vedtagne tilgang i forbindelse med de toksiske miljøpåvirkningskategorier, og det er valgt at overføre den til er påvirkningskategorien ”ødelagte grundvandsressourcer”. Et andet argument for at medtage og kvantificere emissioner til grundvandet er, hvis man i fremtiden ønsker at benytte grundvandet som drikkevand, er det essentielt, at grundvandet ikke forurenes yderligere.

Ved tilstedeværelse af organisk materiale og sulfat, f.eks. fra gips, er der under anaerobe forhold risiko for mikrobiel sulfatreduktion til sulfit. Sulfit vil være i ligevægt med svovlbrinte (H_2S) – en meget giftig luftart, der således vil kunne diffundere ud af slaggebjerget ved pH mindre end 7 (Hjelmar, 2010). Der stilles krav fra de tyske myndigheders side om at undgå opblanding af organisk affald i afdækningen, men gipsaffaldet indeholder i sig selv organisk materiale i form af papir/karton-fraktionen. Denne fraktion, som overvejende består af cellulose, er langsomt nedbrydelig, hvilket kan medføre, at sulfatreducerende forhold kun opstår i begrænset omfang. På den anden side kan det ikke udelukkes, at tilstedeværelse af papir/karton i gipsaffaldslaget i forbindelse med nedsivning af opløst organisk kulstof fra de øvre lag kan lede til sulfatreducerende forhold, og dermed risiko for dannelse og udsivning af H_2S.

4.7.2 Substitution

Gipsaffaldet benyttes som afdækningsmateriale i et konturgivende lag, hvor det blandes med jord. Det er vanskeligt at fastlægge i hvilken grad gipsaffaldet erstatter andre materialer og hvilke materialer, det drejer sig om. Gipsaffaldets substitutionseffekt har væsentlig betydning for miljøvurderingens resultater. Yderpunkterne repræsenteres af cement, betonit, naturgips og jord på den ene side og restprodukter som forurenet jord og neddelt byggeaffald på den anden side. I det første tilfælde sparer anvendelse af gipsaffaldet et produkt, og dermed produktionsomkostninger forbundet med dets fremstilling, i det andet tilfælde skubber gipsaffaldet anvendelse af et restprodukt ud og skal derfor tilskrives omkostningerne ved alternativ disponering af restproduktet.

Hvis gipsaffald er det mest velegnede afdækningsmateriale, vil det være naturligt at anse gipsaffaldet for at erstatte naturgips, men dette er ikke dokumenteret i tilstrækkelig grad. Modelleringen vil derfor tage udgangspunkt i substitution af jord, men vil derudover inkludere substitution af naturgips i form af en følsomhedsanalyse.

4.7.3 Behandling af restprodukter

Som nævnt er Danbørs ikke involveret i indsamling og sortering af gipsaffaldet, og dermed heller ikke i bortskaffelse af restprodukter fra sorteringsprocessen, men miljøpåvirkninger fra disse aktiviteter bør alligevel indgå i miljøvurderingen. Som nævnt ovenfor er der tale om en genanvendelig metalfraktion, som antages at

udgøre 0,9 %, samt en mindre fraktion af irregulært fejlsorteret materiale, der går til forbrænding. Dette bliver modelleret på samme måde som for de andre behandlingsmetoder.

4.8 Oversigt over livscyklusopgørelse for behandlingsmetoderne

I tabel 4.4 er de væsentligste oplysninger om de forskellige behandlingsmetoder samlet. Indsamling og transport er angivet med transportstrækninger og lastbilstørrelse. For sorteringsanlæg er energiforbrug angivet. Desuden specificeres det, hvilke produkter gipsaffaldet formodes at substituere, og i hvilken udstrækning det sker. Endelig angives behandling af restprodukter fra oparbejdningsprocesserne.

Tabel 4.4. Samlet oversigt over behandlingsmetoderne.

Behandlingsmetoder	Gipsplader	Cement	Kompost	Afdækning
Indsamling		10t lastvogn, EU4 – 55 km	10t lastvogn, EU4– 55 km	10t lastvogn, EU4– 55 km
Transport til behandlingsanlæg	37,5t (lastkapacitet 25 t) lastvogn, EU4, 0,0286 l/t km - 200 km (inkl. Indsamling)	48t lastvogn, EU4, 0,019 l/t km - 376 km	37,5t lastvogn, EU4, 0,0216 l/t km - 150 km	-
Videre transport	37,5t lastvogn, EU4, 0,0286 l/t km - 2 km	37,5t lastvogn, EU4, 0,0286 l/t km - 20 km	37,5t lastvogn, EU4, 0,0216 l/t km - 25 km	48t lastvogn, EU4, 0,0188 l/t km - 483 km
Behandling				
Sortering (per ton gipsaffald)	3 kWh_{EL} + 0,252 kg_{DIESEL}	3,7 kWh_{EL} + 0,145 kg_{DIESEL}	5,88 kg_{DIESEL}	0,1 kg_{DIESEL}
Substitution	Naturgips (100%)	Naturgips (100%)	Svovlgødning (23,5% substitution)	Jord (100%)
Emissioner	-	-	SO_4 (alt som ikke optages af planterne	SO_4 (hele indholdet i gipsen)
Restprodukter				
Papir/karton	9,5 % til forbrænding	9 % til forbræn-ding	14 % til forbrænding	-
Metal	1 % til genanven-delse	1% til genanven-delse	1 % til genanven-delse	0,9 % til genanven-delse
Følsomhedsanalyser	-	-	0% substitution	Substitution af naturgips

			svovlgødning	
	-	-	100% substitution af svovlgødning	H_2S-emission (1 % af S)
	-	-	Substitution af svovlgødning med naturgips	0,2% metal til genanvendelse

[1]Valg af lastvognstyper er forklaret i afsnit 4.4.1. En lastvogn med 25 tons maksimalt læs modeleredes vha. TEMA2000 som en "37,5" tons lastvogn.

5 Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger

På baggrund af livscyklusopgørelserne, som beskrevet i kap. 4, blev de forskellige behandlingsmetoder modelleret vha. LCA-modellen EASEWASTE og de potentielle miljøpåvirkninger opgjort ifølge UMIP-metoden.

De potentielle miljøpåvirkninger i scenarierne er angivet i millipersonækvivalenter (mPE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. For påvirkningskategorien drivhuseffekt er der desuden som supplement i teksten angivet den potentielle miljøpåvirkning målt i tons CO_2. Graferne indeholder tre delgrafer med hver deres type miljøpåvirkningskategorier:

- Ikke-toksiske kategorier[7]: drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning og fotokemisk smogdannelse

- Toksiske kategorier: human toksicitet via luft, human toksicitet via jord, human toksicitet via vand og økotoksicitet i vand og jord

- ”Andre” kategorier, som inkluderer lagret økotoksicitet og ødelagte grundvandsressourcer.

Numerisk negative værdier betegner undgåede miljøpåvirkninger, mens numerisk positive værdier betegner nettobelastninger af miljøet.

Der gøres opmærksom på, at resultater i de ikke-toksiske påvirkningskategorier traditionelt betragtes som mere velunderbyggede, og derfor bør tillægges mere vægt end de toksiske påvirkningskategorier. Dette skyldes til dels generel konsensus om beregningsmetoder for drivhuseffekt, forsuring etc., samt det forhold, at datagrundlaget for at vurdere toksicitet er væsentligt mere usikkert. Mht. ødelagte grundvandsressourcer bør det nævnes, at denne påvirkningskategori ikke er en del af UMIP-metoden, men er konstrueret af DTU Miljø. Lagret økotoksicitet var heller ikke en del af den oprindelige UMIP-metode.

Afrapporteringen af resultater er opdelt på tre afsnit: I det første afsnit vises de samlede nettoresultater for de alternative behandlingsmetoder, hvorved rangordenen for behandlingsmetoderne kan bestemmes. I næste afsnit vises resultaterne opdelt på indsamling, transport og behandling. I det sidste afsnit er der gået i dybden med de enkelte behandlingsmetoder, idet potentielle miljøpåvirkninger blev yderligere opdelt på en række livscyklusstadier, som var særlig relevante for de forskellige behandlingsmetoder.

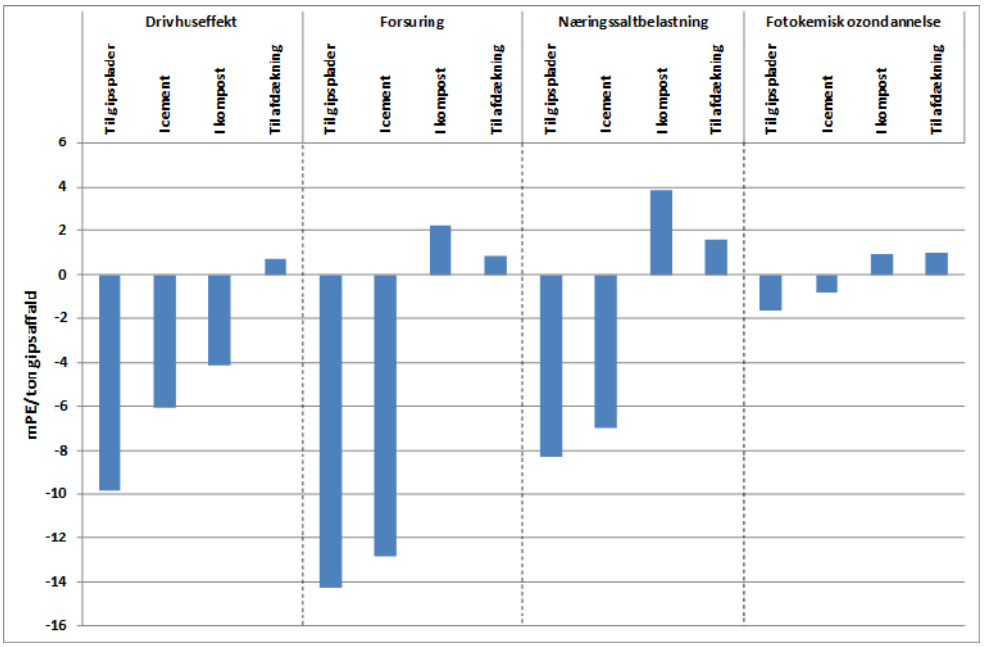
[7] Stratosfærisk ozonnedbrydning hører også med til de ikke-toksiske kategorier, men påvirkningerne er så små, at denne påvirkningskategori udelades i figurerne.

5.1 Potentielle nettomiljøpåvirkninger

Der er i figurerne benyttet følgende korte betegnelser for de fire behandlingsmetoder:

- ”Til gipsplader”: Oparbejdning af gipsaffald til gipspulver med henblik på fremstilling af nye gipsplader.
- ”I cement”: Anvendelse af gipsaffald til fremstilling af cement.
- ”I kompost”: Anvendelse af gipsaffald i kompost som næringsstof og strukturmateriale på landbrugsjord.
- ”Til afdækning”: Anvendelse som afdænkings- og konturgivende materiale i Tyskland.

Figur 5.1 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger målt i (milli)personækvivalenter for de fire behandlingsmetoder, som blev vurderet i denne rapport. Det fremgår af figur 5.1, at oparbejdning af gipsaffald til gipspulver med henblik på fremstilling af nye gipsplader og anvendelse i cement i samtlige påvirkningskategorier giver anledning til numerisk negative værdier, dvs. nettomiljøbesparelser, som skyldes substitution af mere forurenende teknologier og processer. Anvendelse af gipsaffald i kompost og til afdækning i Tyskland resulterede i numerisk positive værdier, dvs. nettomiljøbelastninger, i alle kategorier undtagen drivhuseffekt for kompostløsningen.

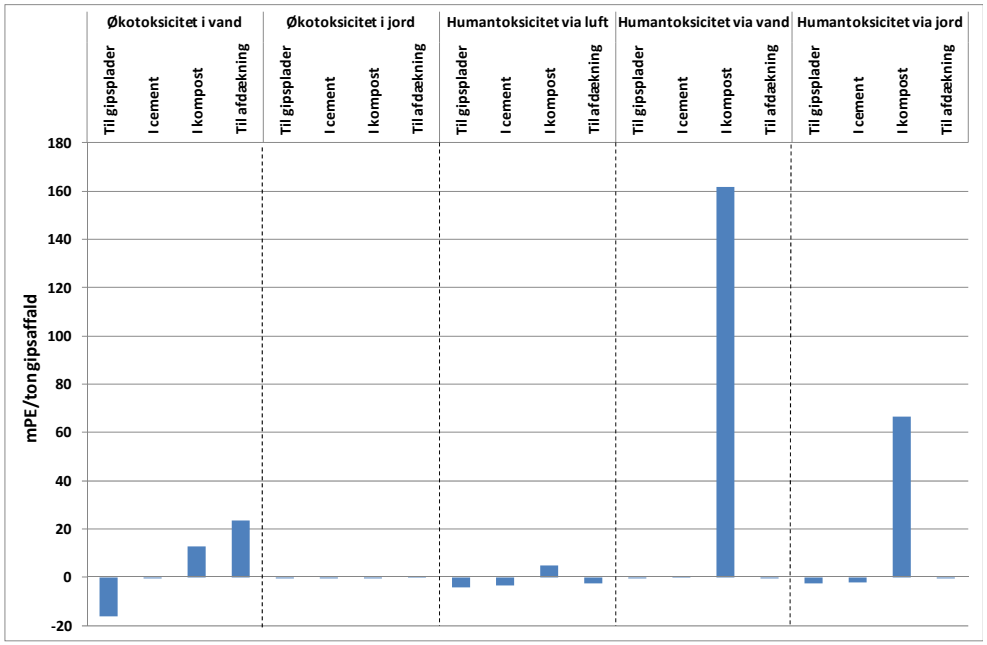


Figur 5.1. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger for de fire metoder til håndtering og behandling af gipsaffald målt i millipersonækvivalenter (mPE) per ton gipsaffald.

Nettobesparelserne angivet i personækvivalenter i Figur 5.1 for oparbejdning af gipsaffald til gipspulver med henblik på fremstilling af nye gipsplader, anvendelse i cement og anvendelse i kompost svarede til hhv. -86, -59 og -35 kg CO_2-ækvivalenter/ton gipsaffald. For afdækningsløsningen svarede det til en nettomiljøbelastning på 6 kg CO_2-ækvivalenter/ton gipsaffald. Det bør bemærkes, at disse tal er relativt små sammenlignet med andre typer af affald. For eksempel giver genanvendelse af papiraffald og jern- og metalaffald meget højere besparelser - op til flere tusinde kg CO_2-ækvivalenter/ton.

I Figur 5.2 vises de toksiske potentielle miljøpåvirkninger for de fire behandlingsmetoder. Det bemærkes, at der i disse kategorier i de fleste tilfælde er

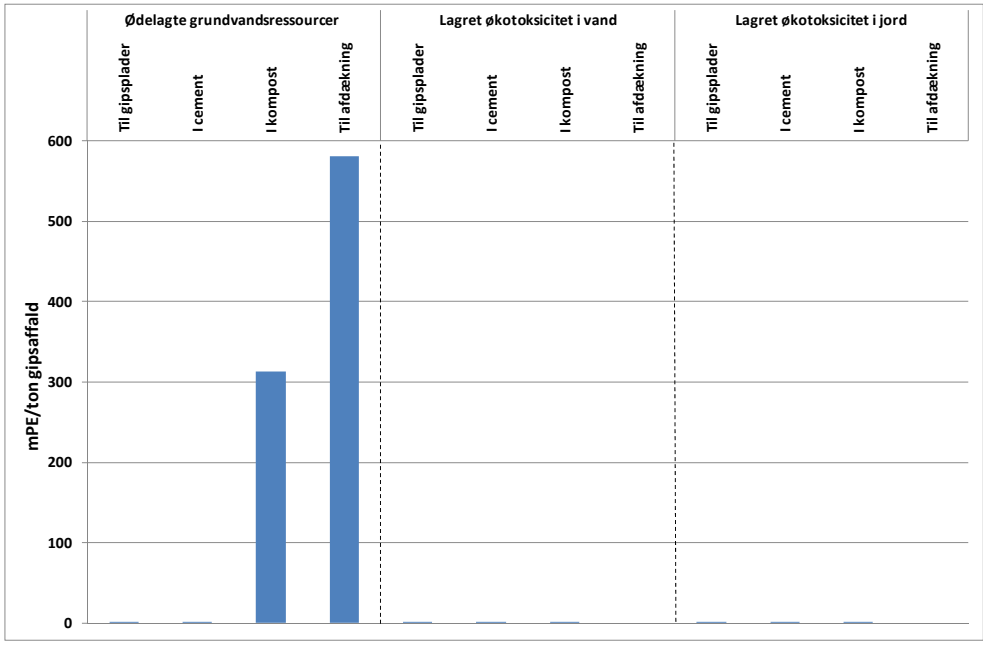
tale om nettomiljøbelastninger eller små nettobesparelser undtagen for oparbejdning af gipspulver til nye gipsplader i kategorien økotoksicitet i vand, hvor der er en relativ stor nettomiljøbesparelse. I kategorien humantoksicitet via vand er der ligeledes nogle meget små nettobesparelser for oparbejdning af gipsaffald og cementfremstilling, men en meget stor potentiel nettomiljøpåvirkning ved anvendelse af gipsaffald i kompost. Behandlingsmetoden til oparbejdning af gipspulver til nye gipsplader udviser, som i de ikke-toksiske påvirkningskategorier, den bedste miljøprofil med et flertal af nettomiljøbesparelser.



Figur 5.2. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger for de fire metoder til håndtering og behandling af gipsaffald målt i millipersonækvivalenter (mPE) per ton gipsaffald.

Figur 5.3 viser de potentielle miljøpåvirkninger i kategorierne ødelagte grundvandsressourcer og lagret økotoksicitet i vand og jord. Som det fremgår, er de potentielle påvirkninger i form af lagret økotoksicitet helt ubetydelige for samtlige behandlingsmetoder, hvorfor de ikke indgår i rangordningen. Derimod er der i kategorien ødelagte grundvandsressourcer store potentielle miljøpåvirkninger i forbindelse med kompost- og afdækningsløsningerne, som skyldes sulfatnedsivning til grundvandet[8]. Dette er beskrevet i detaljer i afsnit 5.3.

[8] Det bør bemærkes, at normaliseringsreferencen for "ødelagte grundvandsressourcer" er beregnet på grundlag af danske forhold. Det ikke er klart i hvor høj grad, det er repræsentativt for grundvandsforhold i Tyskland.



Figur 5.3. Potentielle "andre" miljøpåvirkninger for de fire metoder til håndtering og behandling af gipsaffald målt i millipersonækvivalenter (mPE) per ton gipsaffald (samtlige værdier undtagen for ødelagte grundvandsressourcer ved anvendelse i kompost og til afdækning er mindre end 1 mPE/ton).

På basis af figur 5.1-3 kan behandlingsmetoderne rangordnes inden for de forskellige miljøpåvirkningskategorier: Det kan konkluderes, at behandlingsmetoden til oparbejdning af gipsaffald til gipspulver med henblik på fremstilling af nye gipsplader var miljømæssigt bedst i samtlige miljøpåvirkningskategorier, dvs. udviste største nettobesparelser eller mindste nettobelastninger. Lige efter fulgte anvendelse af gipsaffald til fremstilling af cement, som var miljømæssigt set bedre end anvendelse af gipsaffald i kompost og afdækning af slaggebjerge i Tyskland. En entydig rangordning af de to sidste løsninger var ikke mulig, idet anvendelse af gipsaffald i kompost var at foretrække i tre af påvirkningskategorierne, hvorimod afdækning af slaggebjerge i Tyskland var miljømæssigt bedre i fem andre miljøpåvirkningskategorier.

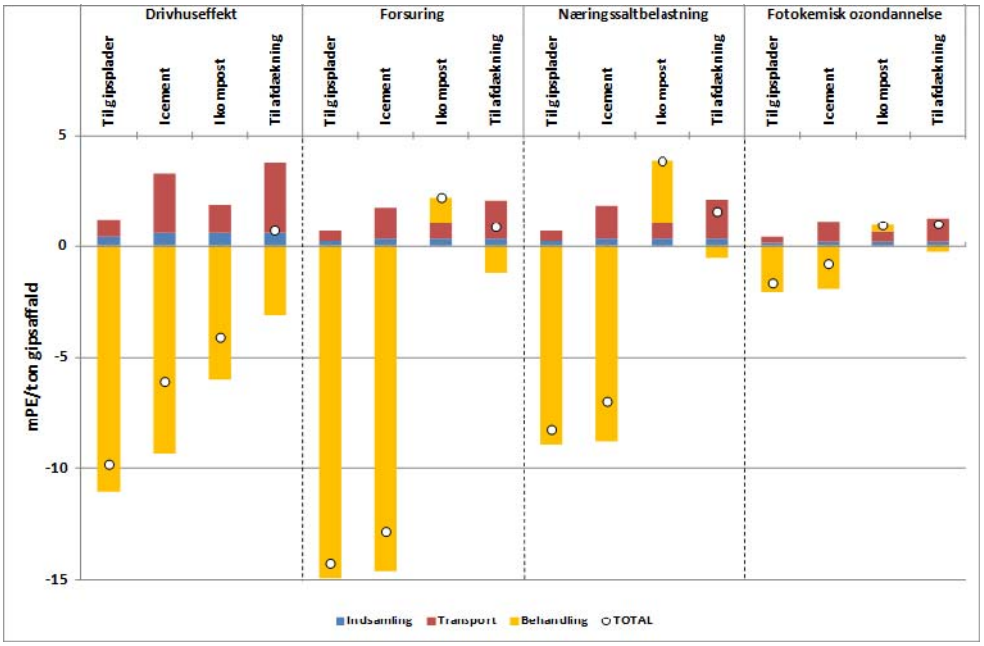
5.2 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på indsamling, transport og behandling

I figur 5.4-6 vises de potentielle miljøpåvirkninger fordelt på tre livscyklusstadier - indsamling, transport og behandling – som ofte er relevante i forbindelse med livscyklusvurderinger af affaldssystemer. "Behandling" omfatter aktiviteter knyttet til oparbejdning af gipsaffald samt afledte effekter heraf, herunder substitution af andre materialer.

Det gøres opmærksom på, at nettoværdier (totalværdier) er de samme som vist på figurerne i afsnit 5.1 blot med bruttoværdier for de forskellige livscyklusstadier inkluderet.

Indsamling og transport bidrager altid med miljøpåvirkninger, og behandlingsdelen er derfor afgørende for, om affaldssystemet bidrager med nettobesparelser eller nettobelastninger. De ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger er vist i figur 5.4, hvoraf det fremgår, at indsamling og transport er numerisk set betydelig mindre end miljøbesparelserne fra behandlingsfasen i forbindelse med oparbejdning af gipspulver til nye gipsplader samt anvendelse af gipsaffald til cementfremstilling.

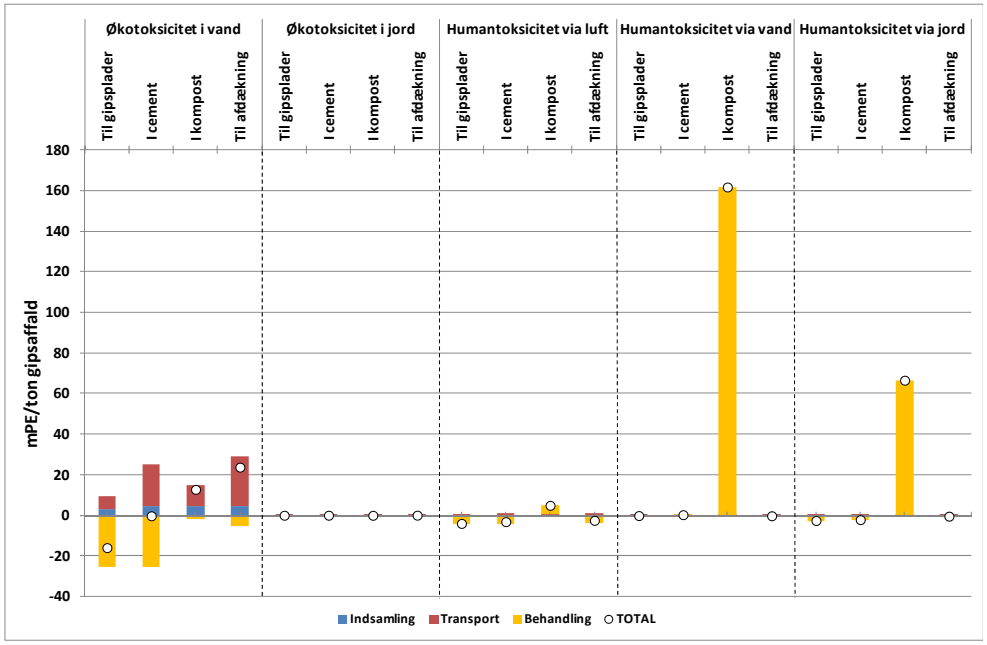
For de to andre behandlingsteknologier er nettobesparelserne ved behandlingsfasen i de fleste tilfælde mindre end nettopåvirkningerne ved indsamling og transport.



Figur 5.4. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger for de fire metoder til håndtering og behandling af gipsaffald fordelt på indsamling, transport og behandlingsfasen.

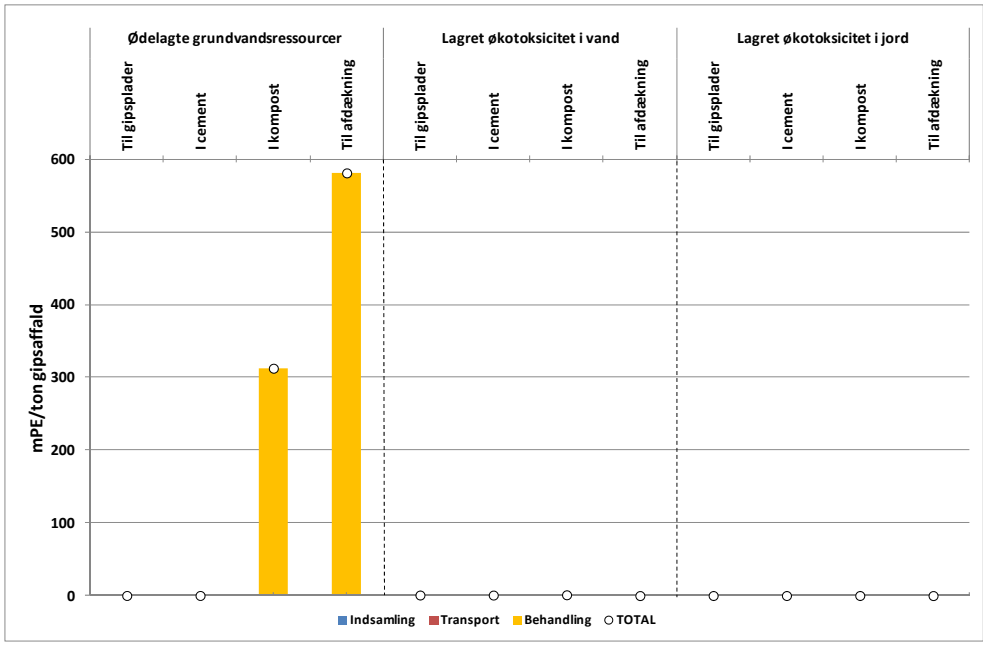
Det bemærkes, at miljøbelastningerne ved indsamling generelt er små; for anvendelse af gipsaffald til nye gipsplader er de desuden mindre end for de tre andre behandlingsmetoder. Dette skyldes den principielle forskel mellem indsamlingsmetoderne, idet der i det første tilfælde køres fra containerplads til containerplads, hvorved lastbilen successivt fyldes, og der i de resterende indsamlinger antages, at der køres med tom lastbil ud til de respektive containerpladser. Nettomiljøbelastningerne ved transport er ligefrem proportionale med dieselforbruget, som igen er proportionalt med transportstrækningerne. Desuden er det af betydning, om der køres delstrækninger med tom lastbil imellem de egentlige transportstrækninger. Pga. de lange transportafstande har afdækning af slaggebjerge i Tysklands og anvendelse af gipsaffald i cement i Sverige derfor de største bidrag i dette livscyklusstadie.

Figur 5.5 viser de potentielle toksiske miljøpåvirkninger. Med hensyn til økotoksicitet i vand spiller indsamling og transport en stor rolle, idet det overvejende skyldes toksiske effekter fra forbrænding af dieselolie. I kategorierne humantoksicitet via vand og humantoksicitet via jord er det derimod udelukkende behandlingsfasen, som bidrager med meget store nettomiljøbelastninger i forbindelse med komposteringsløsningen.



Figur 5.5. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger for de fire metoder til håndtering og behandling af gipsaffald fordelt på indsamling, transport og behandlingsfasen.

Miljøpåvirkningerne i kategorierne ødelagte grundvandsressourcer og lagret økotoksicitet i vand og jord er vist i figur 5.6. Lagret økotoksicitet i vand og jord er praktisk taget ikke-eksisterende i forbindelse med håndtering af gipsaffald. Det skyldes, at disse miljøpåvirkningskategorier er forbundet med tungmetalindhold i slagge, der anvendes til vejbygning, og at der er tale om små mængder slagge, som stammer fra forbrænding af papir/papresten fra sortering af gipsaffald. Der er derimod store potentielle miljøpåvirkninger i kategorien ødelagte grundvandsressourcer, men de skyldes udelukkende behandlingsdelen.



Figur 5.6. Potentielle "andre" miljøpåvirkninger for de fire metoder til håndtering og behandling af gipsaffald fordelt på indsamling, transport og behandlingsfasen.

Det kan således konkluderes, at potentielle miljøpåvirkninger – både nettobesparelser og nettobelastninger - fra behandlingsfasen i de fleste miljøpåvirkningskategorier er mere betydelige end den samlede nettobelastning fra indsamling og transport. Her gøres det opmærksom på, at behandlingsfasen er

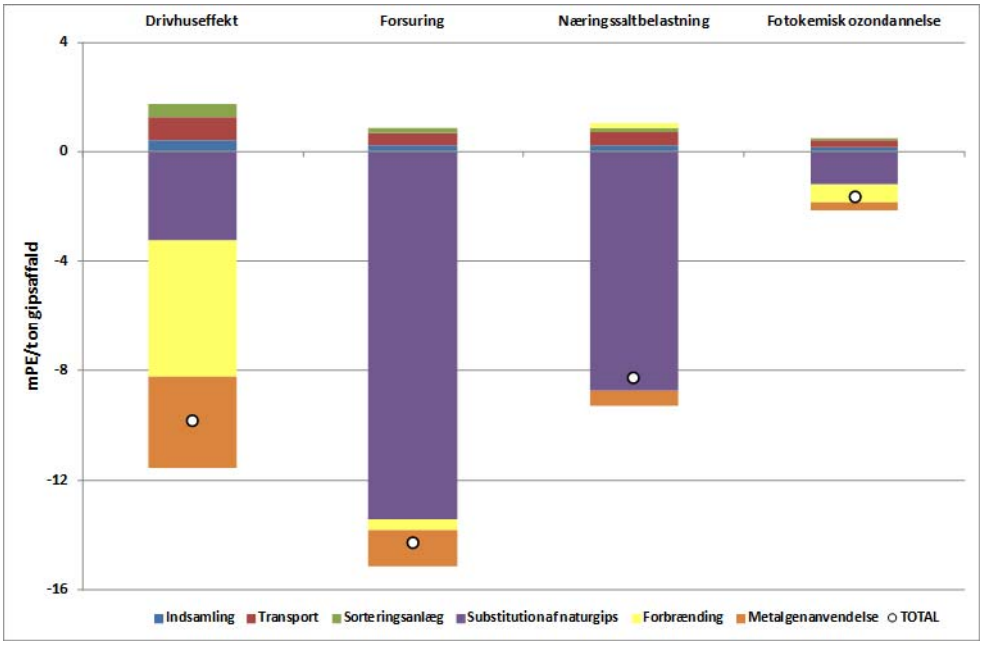
defineret som aktiviteter knyttet til oparbejdning af gipsaffaldet med afledte effekter heraf, herunder substitution af andre aktiviteter og resulterende undgået transport. Dette gælder dog ikke for afdækningsløsningen, hvor indsamling og transport i de fleste påvirkningskategorier er mere betydelig end behandlingsfasen

5.3 Potentielle miljøpåvirkninger fordelt på samtlige livscyklusstadier

I dette afsnit gennemgås de potentielle miljøpåvirkninger for hver enkelt behandlingsmetode fordelt på samtlige relevante livscyklusstadier. Der er tale om en udvidelse af resultaterne præsenteret i foregående afsnit, idet behandlingsfasen vises opdelt i de livscyklusfaser, der indgår i den. Dette inkluderer behandling af gipsaffald på sorteringsanlæg og forbrænding af papir/kartonrest. Substitutionerne af naturgips, svovlgødning og primær metalproduktion indgår også som adskilte livscyklusstadier i behandlingsfasen. Da de potentielle miljøpåvirkninger ødelagte grundvandsressourcer og lagret økotoksicitet i vand og jord næsten udelukkende skyldes ét enkelt livscyklusstadie, er figurer med disse miljøpåvirkningskategorier udeladt. NB: skalaen på figurerne varierer.

5.3.1 Potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse til gipsplader

Figur 5.7 viser de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved oparbejdning af gipsaffald til anvendelse til nye gipsplader. Som det ses, spiller substitution af naturgips en vigtig rolle, idet der er store miljøbesparelser forbundet hermed. Gipsaffaldet substituerer, dvs. erstatter, naturgips, som antages at være importeret fra Spanien, hvor det udvindes og knuses, og derefter sejles til Danmark fra spanske havne ved Middelhavet. Der er tale om transport vha. en bulk carrier, som antages at være fuldt lastet på tilbageturen. Processerne er beskrevet i afsnit 4.4.2.



Figur 5.7. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved anvendelse til gipsplader fordelt på livscyklusstadier.

Substitution af naturgips giver besparelser på samtlige ikke-toksiske kategorier, især forsuring, drivhuseffekt og næringssaltbelastning, mens fotokemisk ozondannelse (smog) dog er meget tæt på 0. Dette skyldes især undgået transport af naturgips fra Spanien til Danmark, mens de undgåede miljøpåvirkninger ved

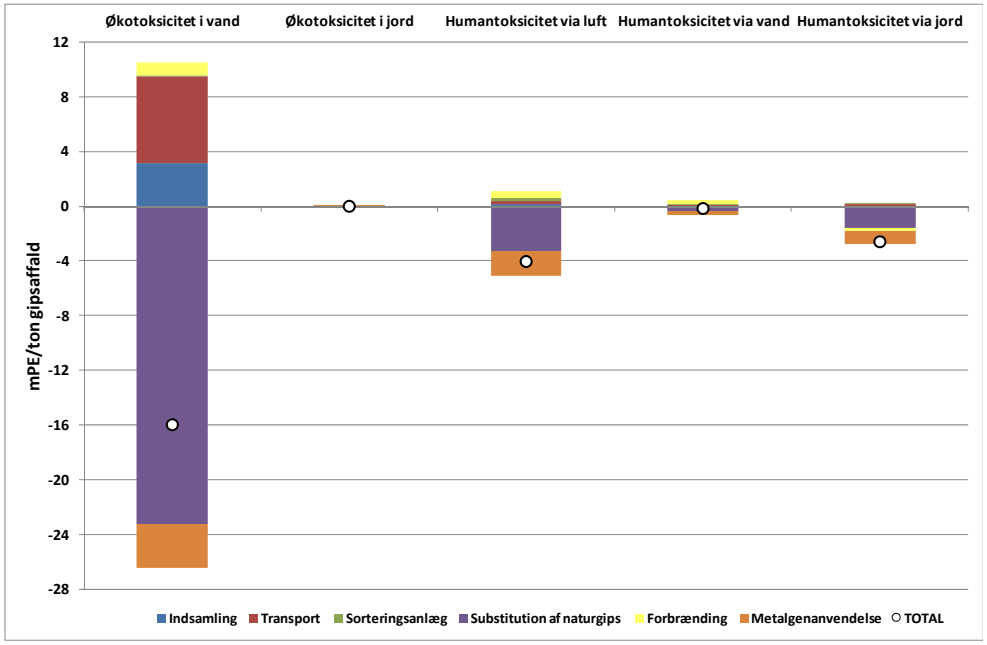
udvinding og knusning af naturgips giver en meget lille bidrag (ofte mindre end 5-10%).

Nettobesparelserne i de respektive påvirkningskategorier skyldes undgåede CO_2-emissioner for drivhuseffekt, undgåede emissioner af svovldioxid og nitrogenoxider for forsuring og næringssaltbelastning samt undgåede emissioner af flygtige organiske forbindelser for fotokemisk ozondannelse (smog). Genanvendelse af stål- og jernfraktioner gav også anledning til relevante besparelser i alle ikke-toksiske påvirkningskategorier, især mht. drivhuseffekt, som følge af undgåede CO_2-emissioner, og forsuring (undgået svovldioxidudledning).

Energiudnyttelse fra forbrænding af papirfraktionen, som udsorteres fra gipsaffaldet, er ansvarlig for relativt store besparelser af drivhusgasemission. Fotokemisk ozondannelse udviser også en forholdsvis stor besparelse ved forbrænding, som følge af undgåede luftemissioner af flygtige organiske forbindelser. Fordelene er væsentligt mindre mht. forsuring (pga. undgået emission af SO_2, men der er også nettoemissioner af N-forbindelser, såsom kvælstofoxider fra forbrændingsanlægget). De udgør en nettobelastning for miljøet mht. næringsstofbelastning, idet nettobelastningen fra NO_x-emissionerne er større end besparelser som følge af undgåede emissioner af kvælstof til vand.

Som allerede omtalt udgør indsamling og transport nettomiljøbelastninger. De vigtigste kemiske stoffer og stofgrupper, som udledes til miljøet fra transport, stammer fra produktion og forbrænding af dieselolie. Det drejer sig om kuldioxid for drivhuseffekt, kvælstofoxider og svovldioxid for forsuring, nitrogenoxider for næringsstofbelastning, og NMVOC (flygtige organiske kulstofforbindelser udover metan) for fotokemisk ozondannelse. Hvad angår indsamlingsfasen, er de ansvarlige stoffer de samme som ved transport. Sorteringsanlægget, hvor affaldet sorteres i gipspulver, papir/kartonaffald samt en metalfraktion, udgør også en nettobelastning, især mht. drivhuseffekt, som følge af brugen af dieselolie og elektricitet.

Med hensyn til de toksiske påvirkningskategorier (figur 5.8), bemærkes det, at der kun er tale om nettomiljøbesparelser. Der er en relativt stor nettomiljøbesparelse forbundet med økotoksicitet i vand, hvorimod de resterende påvirkningskategorier udviser små miljømæssige påvirkninger.



Figur 5.8. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved anvendelse til gipsplader fordelt på livscyklusstadier.

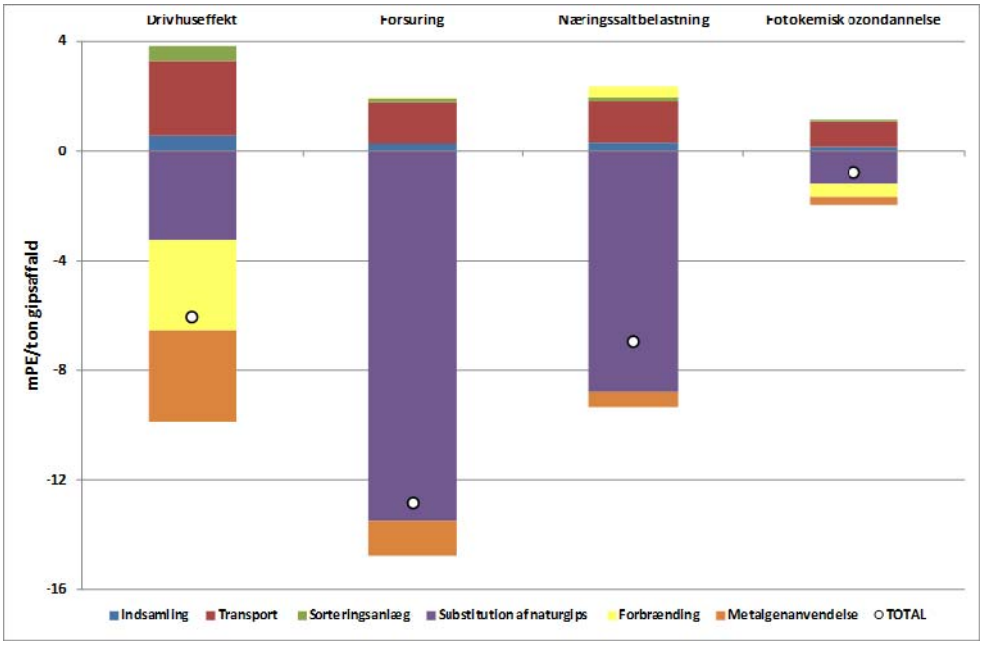
Går man mere i detaljer, ses det, at de livscyklusstadier, der indeholder en nettomiljøbelastning, især er transport og til en mindre grad indsamling: begge processer indebærer emissioner af PAH og strontium til vand fra dieselforbrug og produktion. Der er også nettomiljøpåvirkninger ved forbrænding, hovedsageligt mht. økotoksicitet i vand på grund af udledningen af kobber og andre metaller.

Hvad angår miljøbesparelserne, skyldes de i næsten lige så høj grad substitution af naturgips som metalgenanvendelse. Substitution af naturgips medfører undgået skibstransport, som bl.a. resulterer i nedsat emission af brændselsrelaterede stoffer som NO_x samt tungmetaller. Udvinding og knusning af naturgips tegner sig kun for en lille procentdel af besparelserne. Besparelser i påvirkningskategorien økotoksicitet i vand skyldes undgået udledning af metaller til vand, hovedsageligt jern og strontium, for humantoksicitet via luft undgåede emissioner af nitrogenoxider, for humantoksicitet via vand undgåede emissioner af metaller og kviksølv til vand. Undgåede emissioner af benzen til luft og vand spiller ind, hvad angår humantoksicitet via jord.

Metalgenanvendelse medfører et mindre energiforbrug samtidig med, at man undgår relativt forurenende processer til primærproduktion. Besparelserne ved metalgenanvendelse i de toksiske miljøpåvirkningskategorier stammer hovedsagelig fra undgåede jernemissioner til vand (økotoksicitet i vand), undgåede emissioner af mangan og hydrogensulfid til luft (humantoksicitet via luft) og undgåede emissioner af fluor til vand og vanadium til luft (humantoksicitet via jord).

5.3.2 Potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse til cementfremstilling

Figur 5.9 viser potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse af gipsaffald til produktionen af cement. Som ved anvendelse til nye gipsplader sker der en 100 % substitution af naturgips, der udvindes i Spanien og sendes til Sverige med en bulk carrier, som derefter sejler fuldlastet tilbage til Spanien. Dette resulterer i relativt betydelige nettomiljøbesparelser på de ikke-toksiske påvirkningskategorier.



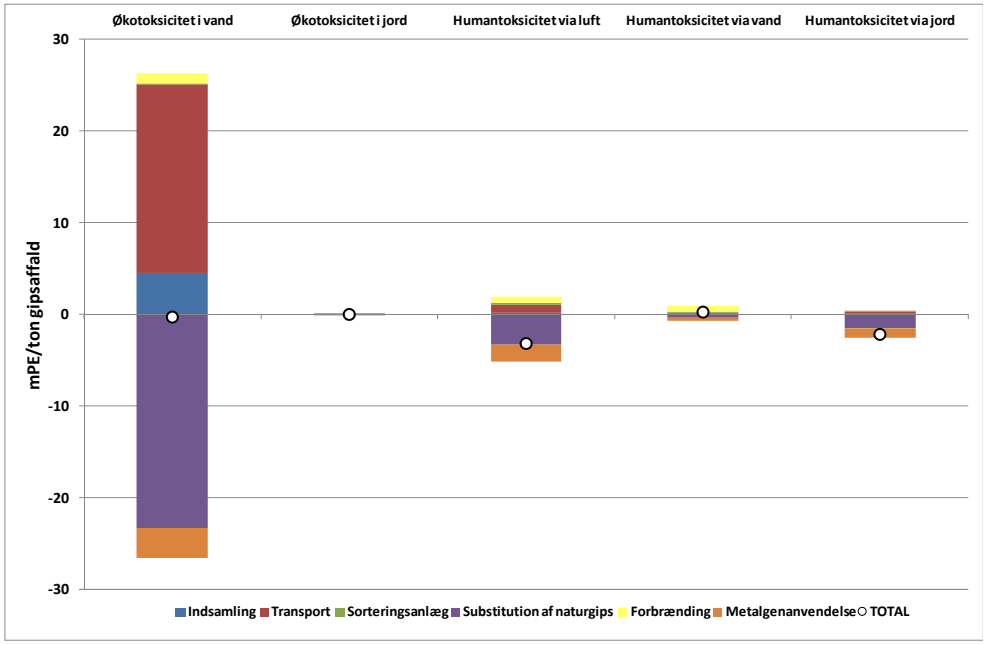
Figur 5.9. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved anvendelse i cement fordelt på livscyklusstadier.

Substitution af naturgips bidrager væsentligt til de miljømæssige besparelser navnlig for forsuring og næringssaltbelastning; henholdsvis på grund af undgåede emissioner af svovldioxid og nitrogenoxider og af kvælstofoxider og ammoniak. I begge tilfælde er det undgået skibstransport, der bidrager mest til denne besparelse, snarere end undgået minedrift, som bidrager med mindre end 10 % til de samlede besparelser.

I kategorierne drivhuseffekt og fotokemisk ozondannelse skal nettobesparelserne i næsten lige høj grad tilskrives naturgipssubstitution, forbrænding og metalgenanvendelse. I disse tre processer er kuldioxid det ansvarlige stof mht. drivhuseffekt, henholdsvis på grund af undgået transport, undgået energiproduktion fra kul og undgået primærproduktion af stål. Metalgenanvendelse giver også visse besparelser i kategorierne forsuring og næringssaltbelastning (svovl- og kvælstofoxidbesparelser som følge af undgået primærproduktion af stål), mens forbrænding giver en nettobelastning mht. næringssaltbelastning på grund af emissionen af kvælstofoxider.

Miljøbelastningerne stammer hovedsagelig fra indsamling og transport af gipsaffald. De vigtigste kemiske stoffer og stofgrupper, som udledes til miljøet, kommer fra produktion og forbrænding af dieselolie, og er kuldioxid, kvælstofoxider, svovldioxid, nitrogenoxider og NMVOC (flygtige organiske kulstofforbindelser udover metan). Sorteringsanlægget i Sverige giver nogle nettomiljøpåvirkninger til drivhuseffekt og forsuring hovedsagelig på grund af forbrug af dieselolie og elektricitet.

Figur 5.10 viser de toksiske potentielle miljøpåvirkningskategorier ved anvendelse af gipsaffald til cement.



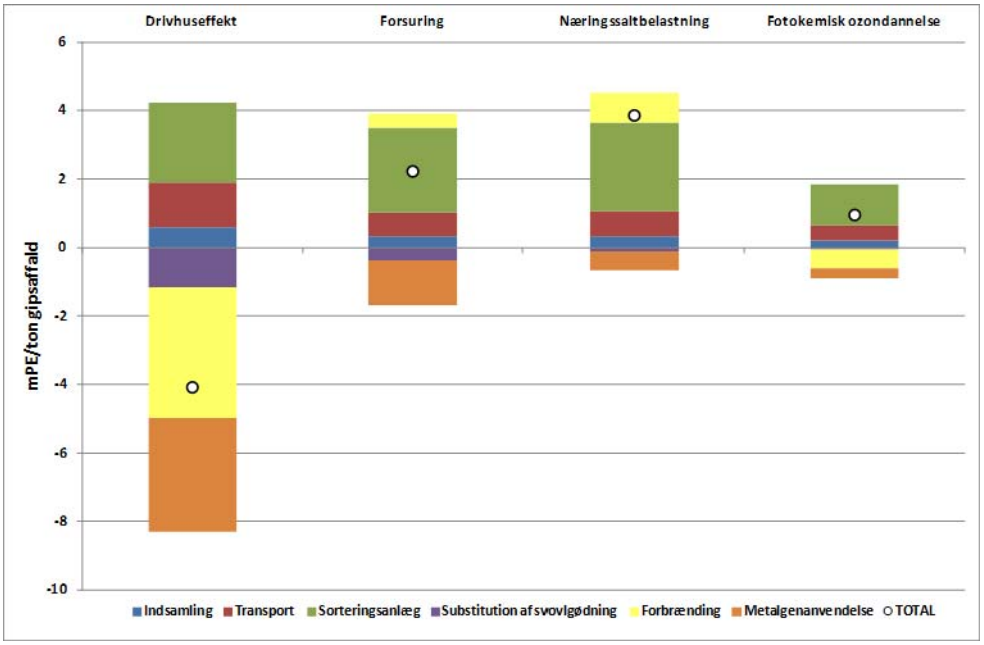
Figur 5.10. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved anvendelse i cement fordelt på livscyklusstadier.

Transport- og indsamling er de vigtigste livscyklusfaser for nettomiljøbelastningerne mht. økotoksicitet i vand (emissioner til vand af PAH og strontium). Forbrænding giver også nogle små nettobelastninger for de samme kategorier pga. henholdsvis emissioner af kobber og andre metaller til vand.

Hvad angår miljøbesparelserne, skyldes de i høj grad substitution af naturgips og metalgenanvendelse. Angående substitution af naturgips skyldes besparelser mht. økotoksicitet i vand undgået udledning af metaller til vand (hovedsagelig jern og strontium fra produktion af dieselolie til skibstransport), mht. humantoksicitet via luft undgået udledning af nitrogenoxider, og mht. humantoksicitet via jord undgåede benzenemissioner fra den undgåede transport af naturgips fra Spanien. Metalgenanvendelse bidrog med undgåede jernemissioner til vand (økotoksicitet i vand), sparede mangan- og hydrogensulfidemissioner til luft (humantoksicitet via luft), og i mindre omfang undgået udledning af fluor til vand og vanadium til luft (humantoksicitet via jord).

5.3.3 Potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse til kompost

På figur 5.11 ses de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse af gipsaffald i kompost.



Figur 5.11. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved anvendelse i kompost fordelt på livscyklusstadier.

Hvad angår de ikke-toksiske påvirkningskategorier er der kun nettobesparelser for drivhuseffekt; i de andre kategorier er der nettomiljøbelastninger. Processen, som giver størst nettomiljøbelastning, er sortering på sorteringsanlægget, som følge af brug af en betydelig mængde dieselolie. Indsamling og transport giver også anledning til nettomiljøbelastninger. I alle tilfælde skyldes virkningerne hovedsagelig kuldioxid mht. drivhuseffekt, kvælstofoxider og svovldioxid for forsuring, nitrogenoxider for næringsstofbelastning og VOC for fotokemisk ozondannelse.

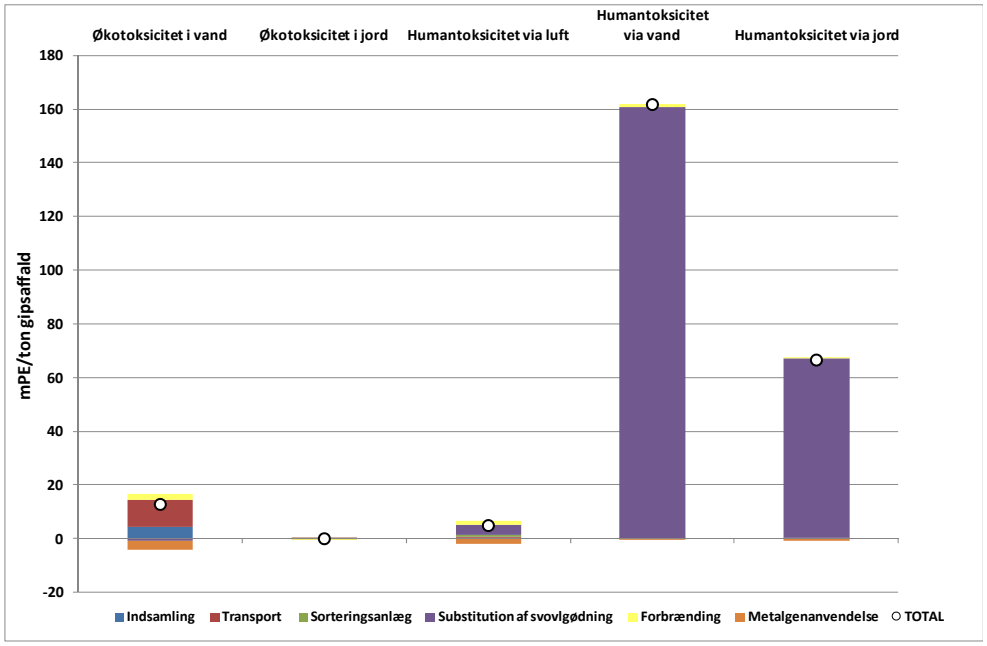
Forbrænding giver ligeledes nogle forholdsvis små nettobelastninger. Forsuring og næringssaltbelastning skyldes røggasemission af nitrogenoxider til luft, men på den anden side resulterer forbrænding af papirfraktionen i relevante besparelser mht. drivhuseffekt og, i mindre grad, også mht. ozondannelse. I begge tilfælde skal besparelser henføres til produktionen af energi, som erstatter konventionelle energikilder (især kul), der fører til undgået udledningen af kuldioxid (for drivhuseffekt) og VOC (for fotokemisk smog).

Genanvendelse af metal giver også relevante besparelser i alle ikke-toksiske kategorier, især drivhuseffekt (undgåede CO_2-emissioner) og forsuring (undgået svovldioxidudledning) fra den mere forurenende primære stålproduktion.

Selve delprocessen med anvendelse af kompost indeholdende gipsaffald, som substituerer svovlgødning, giver anledning til relativt små miljøbesparelser. Størst er miljøbesparelsen for drivhuseffekt og forsuring, men de er stadig betydeligt mindre end besparelserne ved forbrænding af papir/papresten og metalgenanvendelse. I de andre påvirkningskategorier kan de miljømæssige fordele, som skyldes undgået produktion af konventionel uorganisk svovlgødning, ikke opveje miljøbelastningerne fra de resterende livscyklusstadier, hvor især dieselforbrug på sorteringsanlægget bidrager med miljøbelastninger.

De toksiske miljøpåvirkningskategorier (figur 5.12) er alle nettomiljøbelastninger, bortset fra økotoksicitet i jord. Humantoksicitet via vand og via jord udviser de højeste miljømæssige nettobelastninger, og de kan næsten udelukkende tilskrives anvendelsen af kompost på landbrugsjord. I begge tilfælde er tungmetaller i

gipsaffaldet, som tilføres jorden med komposten, ansvarlige for disse påvirkninger, som i høj grad overgår nettobesparelserne som følge af undgået produktion af svovlgødning.



Figur 5.12. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved anvendelse i kompost fordelt på livscyklusstadier.

Indsamling og transport påvirker økotoksicitet i vand (på grund af udledningen af PAH og strontium til vand) og humantoksicitet via luft (som følge af luftemission af VOC fra dieselmotorer).

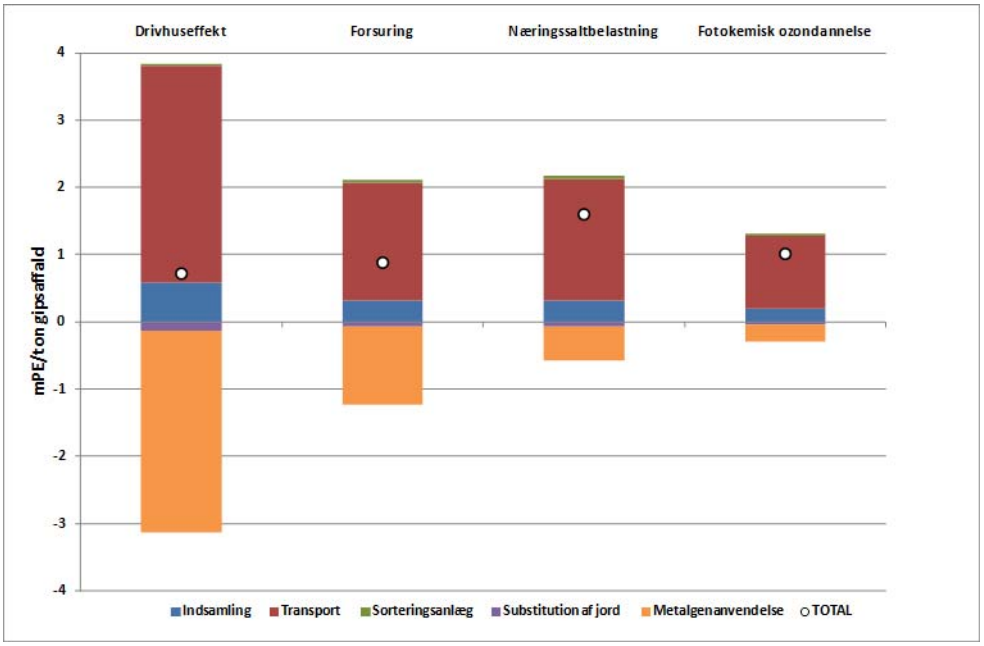
Forbrænding giver en meget lille nettomiljøbelastning mht. økotoksicitet til vand (på grund af vandemission af kobber), mht. humantoksicitet via luft (kvælstofoxider i røggassen) og humantoksicitet via vand (kviksølvemissioner gennem røggassen som ved nedfald ender i vandmiljøet).

Den eneste nettomiljøbesparelser stammer fra metalgenanvendelse, og de er meget små. For økotoksicitet til vand kan de tilskrives undgåede jernemissioner til vand fra primær stålproduktion, mens der mht. humantoksicitet via luft er tale om undgåede udledninger af mangan og hydrogensulfid til luft.

Endelig bemærkes det, at der er en meget stor nettomiljøbelastning med hensyn til ødelagte grundvandsressourcer - 312 mPE/ton gipsaffald, jf. figur 5.6. Dette skyldes nedsivning af sulfat til grundvandet fra uudnyttet svovl i gipsaffaldet, dvs. den brøkdel, som ikke er blevet optaget af planterne i vækstsæsonen.

5.3.4 Potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse til afdækning af slaggebjerge

Figur 5.13 viser de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse af gipsaffald til afdækning af slaggebjerge i Sehnde i Tyskland. Det antages, som beskrevet i kapitel 4, at gipsaffaldet erstatter jord som afdækningsmateriale.

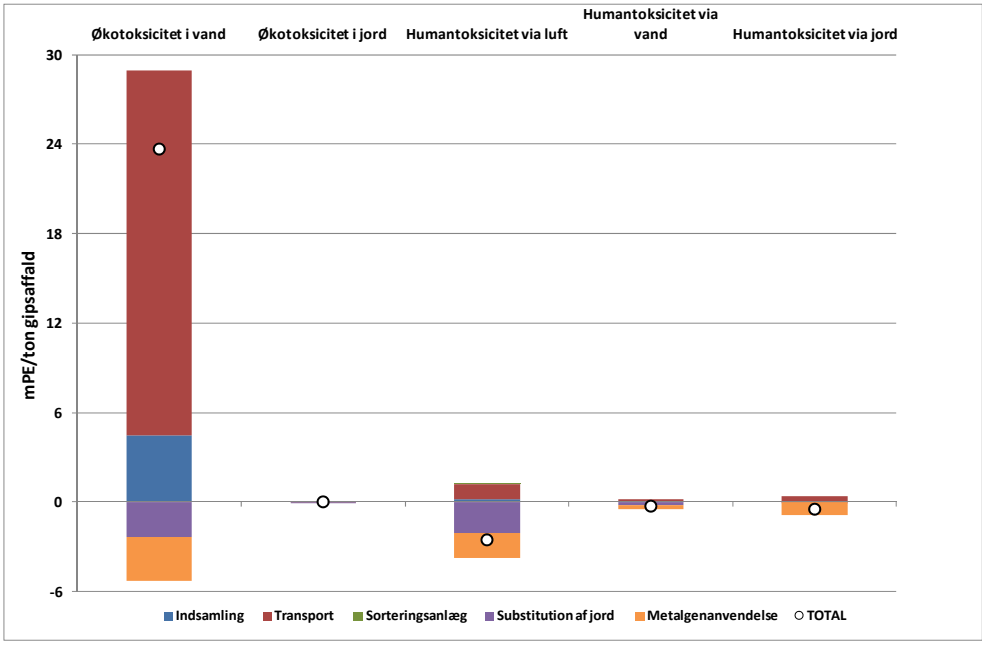


Figur 5.13. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger ved anvendelse til afdækning af slaggebjerge i Tyskland fordelt på livscyklusstadier.

Denne behandling af gipsaffaldet medfører nettobelastninger for alle de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier. Indsamling og transport udgør tilsammen næsten alle nettomiljøpåvirkningerne, især den lange transportstrækning til Sehnde i Tyskland (483 km med antagelse af 40 km tom hjemkørsel inden lastbilen kan lastes igen), har betydning.

I denne behandlingsmetode sker der ikke udsortering og forbrænding med energiudnyttelse af papir/kartonfraktionen, og der er derfor ikke potentielle besparelser bortset fra metalgenanvendelse og substitution af jord som afdækningsmateriale. Substitution af jord bidrager kun med meget små nettobesparelser mht. drivhuseffekt (kuldioxidbesparelser) og mht. forsuring og næringssaltbelastning ved undgåede emissioner til luften af kvælstofoxider.

For så vidt angår de toksiske potentielle miljøpåvirkningskategorier (figur 5.14), ses det, at der er store nettomiljøbelastninger for økotoksicitet i vand.



Figur 5.14. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger ved anvendelse til afdækning af slaggebjerge i Tyskland fordelt på livscyklusstadier.

Indsamling og transport er ansvarlig for store miljømæssige nettobelastninger. Nettopåvirkningerne mht. økotoksicitet til vand domineres af emissioner af PAH og strontium til vand, mens humantoksicitet via luft er bestemt af luftemissioner af VOC.

De små nettomiljøbesparelser kan tilskrives metalgenanvendelse og substitution af jord. Den førstnævnte proces bidrager med undgåede vandemissioner af jern (økotoksicitet til vand), og med undgåede udledninger af mangan og hydrogensulfid til luft (humantoksicitet via luft). Sidstnævnte proces bidrog med undgåede vandemissioner af cadmium og luftemissioner af VOC.

Endelig er der en stor nettobelastning i kategorien ødelagte grundvandsressourcer - 581 mPE/ton gipsafffald, jf. figur 5.6, som skyldes udvaskning af sulfat fra gipsaffaldet til grundvandet ved anvendelse som afdækning af slaggebjerge.

5.4 Sammenfatning af resultater

- Oparbejdning af gipsaffald med henblik på produktion af nye gipsplader udviste nettomiljøbesparelser i de ikke-toksiske kategorier samt økotoksicitet i vand. I de resterende kategorier var bidragene praktisk taget nul. Miljøbesparelserne skyldes overvejende substitution af naturgips.

- Anvendelse af gipsaffald i cementproduktion gav nettomiljøbesparelser i de ikke-toksiske kategorier. I de resterende kategorier var bidragene praktisk taget nul. Miljøbesparelserne skyldes overvejende substitution af naturgips. Årsagen til, at denne løsning var dårligere end anvendelse til nye gipsplader, skyldtes overvejende cementfabrikkens geografiske placering i Sverige, og dermed den ekstra transport. Også den svenske sortering af gipsaffald gav anledning til mindre miljøbesparelser ved forbrænding af papirresten end i forbindelse med anvendelse af gipsaffald til nye gipsplader.

- Anvendelse af gipsaffald i kompost resulterede i nettomiljøbesparelser mht. drivhuseffekt pga. substitution af svovlgødning, men nettomiljøbelastninger i de resterende påvirkningskategorier; især nettobelastningerne i humantoksicitet via vand og jord og ødelagte grundvandsressourcer, som skyldtes hhv. tungmetaller i gipsaffald og sulfatudvaskning, var betydelige

- Anvendelse af gipsaffald til afdækning af slaggebjerge i Sehnde i Tyskland resulterede i nettomiljøbelastninger i de fleste påvirkningskategorier, heraf en meget stor potentiel miljøpåvirkning i kategorien ødelagte grundvandsressourcer. I de resterende kategorier var påvirkningerne praktisk taget nul. Effekterne skyldtes den begrænsede substitutionseffekt af jord til afdækning samt udvaskning af sulfat og emission af svovlbrinte

- Ved opdeling af de potentielle miljøpåvirkninger på livscyklusstadier, bl.a. indsamling, transport, behandling på sorteringsanlæg og substitutionsprocesser, kunne de processer, som bidrog mest til potentielle nettomiljøpåvirkninger og nettobesparelser, identificeres.

- Potentielle nettomiljøbelastninger fra indsamlingsfasen var mindst i forbindelse med oparbejdning af gipsaffald til nye gipsplader; dette skyldes indsamlingssystemet med en lastbil med grab, hvorved transport af tomme containere tilbage til indsamlingsstedet undgås.

- Transportfasen, defineret som transport fra indsamlingsstedet til det første behandlingssted, gav anledning til nettomiljøbelastninger i samtlige påvirkningskategorier, som var proportionale med transportstrækningen. Cementfremstilling i Sverige og Tysklandsløsningen havde derfor de største potentielle miljøpåvirkninger i transportfasen.

- Sortering på behandlingsanlæggene var en mindre kilde til miljøpåvirkninger end indsamling og transport undtagen i forbindelse med anvendelse af gipsaffald i kompost.

- For alle behandlingsalternativer gav genanvendelse af metal udsorteret fra gipsaffaldet anledning til nettobesparelser i samtlige miljøpåvirkningskategorier, hvilket understreger vigtigheden af en effektiv sortering af gipsaffaldet.

- I alle behandlingsmetoder undtagen afdækning af slaggebjerge i Tyskland indgik udsortering og forbrænding (på et forbrændingsanlæg med energiudnyttelse) af en papir/kartonrest fra gipsaffaldet; dette havde positiv indflydelse på drivhuseffekten, men var ubetydelig i de resterende miljøpåvirkningskategorier.

- Substitution af naturgips i forbindelse med oparbejdning af gipsaffald til nye gipsplader og cementfremstilling, resulterede i de største miljøbesparelser, hvilket i langt overvejende grad skyldes undgået skibstransport fra gipsminer (antaget at være beliggende i Spanien) og i mindre grad fra selve mineoperationen.

- Substitution af svovlgødning i komposteringsløsningen beregnedes under forudsætning af, at gipsens svovlindhold erstatter højst 50 kg svovl/ha år, og at det resterende svovlindhold blev udvasket som sulfat. Dette resulterer i en betydelig mindre substitutionseffekt end ved substitution af naturgips

samtidig med, at sulfatudvaskningen resulterer i en stor nettobelastning i kategorien ødelagte grundvandsressourcer.

- Kompostløsningen var den eneste behandlingsmetode, hvor gipsaffaldet kom i kontakt med landbrugsjord og dermed indirekte med mennesker. Dette resulterede i, at gipsaffaldets indhold af tungmetaller gav et betydeligt nettobelastninger i kategorierne humantoksicitet via jord og vand.

6 Følsomhedsanalyser

Som beskrevet i kapitel 4, var der en del usikkerheder forbundet med livscyklusopgørelserne, især mht. anvendelse af gipsaffald i kompost og anvendelse af gipsaffald til afdækning af slaggebjerge i Tyskland.

For anvendelse af gipsaffald i kompost drejede det sig hovedsageligt om hvor meget samt hvilken type handelsgødning, der blev substitueret. Det må også betragtes som usikkert, hvor meget sulfat der udvaskes til grundvandet som følge af, at der udbringes mere svovl, end planterne kan optage.

For afdækning af slaggebjerge i Tyskland var spørgsmålet, om der var risiko for dannelse og udsivning af H_2S, hvor meget metal til genanvendelse, der kan udsorteres af gipsaffaldet, samt hvilket materiale, gipsaffaldet reelt substituerede.

På samme måde som det kan diskuteres, hvilken type materiale gipsaffaldet i virkeligheden substituerer ved anvendelse til afdækning i Tyskland, kan der ved anvendelse af gipsaffald til oparbejdning af gipspulver være tale om alternativer til den i basisscenariet anvendte substitution af naturgips fra Spanien.

Med hensyn til anvendelse af gipsaffald i cement beskrev basisscenariet en situation, hvor cementfremstillingen foregik i Sverige. Dette medfører naturligvis større transportafstande for gipsaffaldet, end hvis gipsen var brugt i Danmark til samme formål (i øvrigt må anvendelse af gipsaffald til cementfremstilling antages at medføre de samme emissioner i Sverige som i Danmark).

Der blev derfor modelleret en række scenarier med ændrede forudsætninger for at undersøge miljøvurderingens robusthed på disse punkter. En liste over de følsomhedsanalyser, der blev udført i forbindelse med hver behandlingsmetode, kan ses i Tabel 6.1.

Endelig blev der udført en kvalitativ vurdering af gips' indflydelse på selve komposteringsprocessen. Det var en forudsætning for basisscenarierne, at emissioner ved kompostering ikke påvirkedes af tilstedeværelsen af gips, men det kan ikke udelukkes, at der kan være en effekt på især kvælstofemissioner i form af ammoniak. Under alle omstændigheder er data om dette emne begrænset, så det vurderedes uhensigtsmæssigt at opstille scenarier, som inkluderer denne effekt. I stedet blev muligheden for forskellige positive effekter på komposteringsprocessen vurderet kvalitativt på baggrund af et antal videnskabelige publikationer, det var muligt at finde om emnet.

Tabel 6.1. Følsomhedsanalyser.

Behandlingsmetode	Følsomhedsanalyser
Til gipsplader	Gipsaffald i Danmark substituerer kraftværksgips fra Tyskland (basisscenarie: substitution af naturgips fra Spanien): 1. Kaskadeeffekt: substitution af tysk naturgips 2. Kaskadeeffekt: substitution af naturgips importeret fra Spanien til Holland
I cement	Gipsaffald anvendes på cementfabrik i Danmark (basisscenarie: anvendes på cementfabrik i Sverige).
I kompost	Kompostens svovlindhold substituerer forskellige mængder svovlgødning og naturgips (basisscenarie: 23,5 % substitution af svovlgødning) 1. 100 % substitution af svovlgødning 2. Ingen substitution af svovlgødning 3. Substitution (23,5 %) af naturgips (4. Kvalitativ vurdering af gips indflydelse på komposteringsprocessen)
Til afdækning	Gipsaffald giver anledning til luftemission, mindre metaludsortering samt anden substitution: (basisscenarie: ingen luftemission, 0,9 % metal, gipsaffald substituerer jord): 1. Der dannes 1 % H_2S og 99 % S udvaskes 2. Udsortering af metal falder fra 0,9 til 0,2 % 3. Gipsaffaldet substituerer naturgips

6.1 Beskrivelse af følsomhedsscenarier

6.1.1 Anvendelse af gipsaffald til gipsplader

I basisscenarierne, der inkluderer brug af oparbejdet gipsaffald til produktion af nye gipsplader (og cementfremstilling), blev det antaget, at dette resulterede i mindre import af naturgips fra Spanien. Den valgte lokalitet underbygges af tal fra Danmarks Statistik, som viser, at Spanien var det dominerende oprindelsesland i perioden indtil 2009 (Tabel 6.2). I 2009 dykkede importen af gips til Danmark på grund af finanskrisen, som ramte byggebranchen hårdt. Tyskland, som før havde været en forholdsvis ubetydelig eksportør, blev nu dominerende, men mængderne er ubetydelige i forhold til perioden før 2009.

Tabel 6.2. Import af gipssten/anhydrit (tons) til Danmark fordelt på oprindelsesland

Oprindelsesland	2000-2007 (totalt for perioden)	2008	2009	2010	Totalt 2000-2010
Spanien	1.644.949	310.818	31.411	5.646	1.992.825
Tyskland	145.898	119.839	54.912	49.258	369.905
Frankrig	213.614	0	0	0	213.614
Canada	203.897	0	0	0	203.897
Norge	64.007	0	25	3	64.035
Marokko	12.623	19.435	17.530	0	49.588

Fra Statistikbanken (www.statistikbanken.dk).

Basisscenarierne afspejler projektets tidsramme, som strækker sig forbi 2020, og det antages derfor i disse scenarier, at naturgips fra Spanien igen vil dominere importen, når byggebranchen fungerer normalt efter finanskrisen. Der er dog fra Miljøstyrelsens side udtrykt ønske om at undersøge konsekvenserne af en vedvarende import af gips fra Tyskland vha. en følsomhedsanalyse.

Det bemærkes indledningsvis, at det ikke er muligt at skelne mellem import af naturgips og kraftværksgips vha. tallene fra Statistikbanken, selvom det formodes, at alt importeret gips fra Spanien er naturgips. Spanien er Europas største eksportør af naturgips, og samtidig er produktionen af kraftværksgips i Spanien lav som konsekvens af, at kun en lille del af elektricitetsforbruget kommer fra kulkraftværker (Spain – Energy Mix Fact Sheet, 2007). Mht. import af gips fra Tyskland stiller sagen sig anderledes, idet Tyskland har en meget stor produktion af kraftværksgips: 7,1 mil. tons (DERA Deutsche Rohstoffagentur, 2010) i forhold til en produktion af naturgips på 1,79 mil. tons i 2009 (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, 2010).

Gipsbrudene ligger spredt ud over Tyskland, dog med hovedvægt i hhv. Niedersachen og Sydtyskland. Der ligger f.eks. 20 brud i Niedersachenområdet ud af i alt 67 angivne gipsbrud (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 2011). Ifølge DERA Deutsche Rohstoffagentur (2010) går 50 % af den tyske gipsproduktion til eksport, hovedsagelig til andre europæiske lande (her sigtes til bl.a. naturgipsproduktion og ”andre gipsprodukter”). Importen er betydelig mindre, således at Tyskland fremstår som nettoeksportør af naturgips og andre gipsprodukter. Det har ikke været muligt at finde data om eksport af kraftværksgips fra Tyskland. Ikke desto mindre anses det for sandsynligt (understøttet af aktører i gipsbranchen), at en eventuel eksport af gips fra Tyskland til Danmark vil bestå af kraftværksgips.

I scenarie 1 (Tabel 6.1), hvor oparbejdet gipsaffald erstatter importeret kraftværksgips fra Tyskland, antages konsekvenserne for gipsmarkedet i Tyskland at blive, at det frigjorte tyske kraftværksgips i stedet anvendes til gipspladefremstilling og således erstatter tysk naturgips. Den danske oparbejdning af gipsaffald skal derfor godskrives undgået transport af kraftværksgips fra Tyskland til gipspladefabrik i Danmark samt undgået udvinding og transport af naturgips fra det tyske gipsbrud til den tyske gipspladefabrik, men tilskrives transport af kraftværksgips til gipspladefabrik i Tyskland.

I scenarie 2 antages konsekvenserne at blive anderledes: I det tilfælde, at der ikke er tysk efterspørgsel efter kraftværksgips, kan dette produkt blive eksporteret til tilgrænsende lande, f.eks. Holland, som er hjemsted for flere store gipspladefabrikker. I Holland kan kraftværksgipsen, på samme måde som i Danmark, substituere import af naturgips fra Spanien. I dette scenarie godskrives dansk oparbejdet gipsaffald den undgåede transport af kraftværksgips fra Tyskland

til gipspladefabrik i Danmark samt undgået udvinding og transport af naturgips fra det spanske gipsbrud til den hollandske gipspladefabrik, men tilskrives transport af kraftværksgips fra Tyskland til gipspladeproducent i Holland.

Som en konsekvens af den spekulative karakter af disse scenarier er der ikke valgt transportafstande mellem konkrete kraftværker, gipspladeproducenter etc., men i stedet benyttet gennemsnitsafstande fra relevante områder i Tyskland til Danmark og Holland. Således antages den tyske kraftværksgips at blive produceret i Østersøområdet (der ligger store kulfyrede kraftværker i Rostock og ved Hamburg), og der er beregnet en gennemsnitsafstand til de danske gipspladeproducenter baseret på skibstransport med bulk carrier over Østersøen eller gennem Kielerkanalen. De resterende transportafstande er anslået på samme måde, som det ses af Tabel 6.3.

Tabel 6.3. Transportstrækninger og transportmidler ved substitution af tysk kraftværksgips i forbindelse med oparbejdning af gipsaffald til gipsplader.

Scenarier	Transport	Undgået transport
Scenarie 1	150 km med 48 ton lastvognstog fra kraftværk til gipspladeproducent i Tyskland	400 km med 22.500 tons bulk carrier fra kraftværk til dansk gipspladeproducent
		50 km med 48 tons lastvognstog fra gipsbrud til tysk gipspladeproducent
Scenarie 2	550 km med 22.500 ton bulk carrier fra kraftværk til hollandsk gipspladeproducent	400 km med 22.500 tons bulk carrier fra kraftværk til dansk gipspladeproducent
		3100 km med 22.500 bulk carrier fra spansk gipsbrud til hollandske gipspladeproducent

Afstande anslået vha. Google Maps (www.maps.google.dk)

6.1.2 Anvendelse af gipsaffald til cementfremstilling

I basisscenariet blev der beskrevet en situation, hvor gipsaffald blev transporteret til oparbejdning i Falköping i Sverige og derefter benyttet som tilslagsmateriale ved cementfremstilling på Cementa AB's fabrik i Skövde. Det fremgår af resultaterne præsenteret i Kap. 5, at den geografiske placering af cementfabrikken har betydning for behandlingsmetodens rangordning i forhold til de andre behandlingsmetoder, som således skyldes transportforhold og ikke anvendelse af affaldsgips i cementproduktion som sådan.

For at give et mere retvisende billede af potentielle miljøeffekter ved denne behandlingsmetode blev der derfor udført en følsomhedsanalyse, hvor gipsaffaldet antoges at blive anvendt i dansk cementproduktion hos Aalborg Portland (der gøres opmærksom på, at dette er et hypotetisk scenarie – der foreligger ingen tilkendegivelse fra Aalborg Portland om noget sådant). Transportafstande blev derfor sammenlignelige med transportafstandene ved anvendelse af gipsaffald til gipsplader og i kompost. Indsamling og transport ved disse behandlingsmetoder kunne meget vel tænkes at udstrækkes til at omfatte indsamling og transport af gipsaffald til cementfremstilling. Derfor blev indsamling og transport til cementfabrikken modelleret som gennemsnit af værdier benyttet ved modellering af hhv. oparbejdning af gipsaffald til gipsplader og tilslagsmateriale i kompost (se Bilag A for detaljer). På tilsvarende måde blev sortering af gipsaffaldet modelleret som et gennemsnit af de to førnævnte behandlingsmetoder.

6.1.3 Anvendelse af gipsaffald i kompost

Ved anvendelse af gipsaffald i kompost blev det som udgangspunkt antaget, at der blev substitueret 50 kg S/ha per år. Dette svarer ved den anvendte dosering af kompost til, at 23,5 % af svovlindholdet i gipsaffaldet substituerede svovlgødning. Dette tal baseredes på afgrødernes svovlbehov, antagelser om dosering af komposten og den antagelse, at sulfat hurtigt vil udvaskes uden for planternes vækstsæson (se afsnit 4.6.2). For at undersøge betydningen af disse forudsætninger blev der konstrueret to følsomhedsscenarier: et med 100 % substitution af svovlgødning og et, hvor gipsens svovl intet substituerer (jf. afsnit 4.6.2 for uddybende forklaring). Ved 100 % substitution sker der ingen sulfatudvaskning, idet al gipsens svovl antages optaget af planterne. Ved ingen substitution antages det, at alt tilført svovl i stedet udvaskes som sulfat.

Disse to følsomhedsscenarier blev opstillet under forudsætning af, at svovlet substituerede handelsgødning med ammoniumsulfat, men det kunne tænkes, at det var handelsgødning med tilskud af naturgips, som blev erstattet. Der blev derfor udført en følsomhedsanalyse, hvor gipsaffaldet erstattede naturgips, dog stadig kun i størrelsesordenen 23,5 % som i basisscenariet.

6.1.4 Anvendelse af gipsaffald til afdækning i Tyskland

Ved modellering af anvendelse af gipsaffald til afdækning af slaggebjerge i Tyskland blev det som udgangspunkt antaget, at gipsaffaldet erstattede jord, og desuden at alt svovl i gipsen omdannedes til sulfat og blev udvasket i løbet af de 100 år, som er livscyklusmetodens tidshorisont. Der skete således ikke nogen dannelse af H_2S under eventuelt sulfatreducerende forhold. Betydningen af disse to forudsætninger blev undersøgt vha. to følsomhedsanalyser, hvor det blev antaget, at gipsaffaldet substituerede naturgips, og at der dannedes H_2S af 1 % af svovlindholdet i gipsaffaldet. Der gøres opmærksom på, at der ikke findes konkrete oplysninger om størrelsen af en eventuel svovlbrintedannelse ved anvendelse af gipsaffald til afdækning. Valget af 1 % svovlbrinteemission er derfor arbitrært, men skal afspejle det forhold, at selv en relativ begrænset omdannelse af gipsens svovlindhold til svovlbrinte kan have væsentlige konsekvenser.

Da emissionen af H_2S som nævnt er arbitrært valgt, står det læseren åbent at estimere potentielle miljøpåvirkninger for andre størrelser af denne parameter. H_2S-emission har kun betydning i påvirkningskategorierne forsuring, humantoksicitet via luft og ødelagte grundvandsressourcer. Da de potentielle miljøpåvirkninger i kategorien forsuring og humantoksicitet via luft er ligefrem proportionale med H_2S-emissionen, hvorimod de potentielle miljøpåvirkninger i kategorien ødelagte grundvandsressourcer er omvendt proportionale med H_2S-emissionen, kan de potentielle miljøpåvirkninger beregnes for enhver værdi af denne parameter vha. resultaterne præsenteret i Figur 6.1 til 6.3.

6.2 Potentielle miljøpåvirkninger i følsomhedsanalyser

Resultaterne af følsomhedsanalyserne for de ikke-toksiske påvirkningskategorier[9] fremgår af figur 6.1, hvor resultaterne for basisscenarierne er medtaget for sammenligningens skyld.

[9] Miljøpåvirkningskategorien "Fotokemisk ozondannelse" er vist på figur 6.1, men ikke omtalt i teksten, da størrelsen af de potentielle miljøpåvirkninger er ubetydelig.

6.2.1 Drivhuseffekt

Ved anvendelse af gipsaffald til gipsplader blev miljøgevinsten i drivhuseffekkategorien mindre ved substitution af tysk naturgips end i basisscenariet, men der var stadig en nettobesparelse ved behandlingsmetoden. I følsomhedsscenarie 2 (Tabel 6.3) var nettobesparelsen kun lidt mindre end i basisscenariet. Som vist i Kap. 5, afsnit 5.3.1 skyldes miljøgevinsterne i denne miljøpåvirkningskategori i lige så høj grad forbrænding af udsorterede papirrester samt genvinding af metal som substitution af naturgips. Da mængden af udsorterede papirrester og metal til genvinding er den samme i følsomhedsscenarierne som i basisscennariet, bliver effekten af ændrede substitutionsforhold begrænset.

I scenarierne med cementfremstilling gav placering af cementfabrikken i Danmark en smule større miljøbesparelse end placeringen i Sverige. Det skyldes hovedsagelig den mindre transportlængde for gipsaffaldet.

Mht. anvendelse af gipsaffald i kompost havde større og mindre substitution af handelsgødning den forventede effekt, idet de potentielle miljøpåvirkninger i påvirkningskategorien drivhuseffekt steg og faldt tilsvarende i forhold til basisscenariet. Ved 100 % substitution af handelsgødning var anvendelse i kompost lidt bedre end anvendelse til cementfremstilling i denne miljøpåvirkningskategori. Substitution af ammoniumsulfat i forhold til naturgips viste sig ikke at have stor betydning.

I afdækningsløsningen bevirkede antagelsen om, at gipsaffaldet substituerer naturgips en forbedring mht. drivhuseffekt, som hovedsagelig skyldes undgåede emissioner fra transport og udvinding af naturgips (det bemærkes, at transport og udvinding af naturgips er inkluderet i livscyklusfasen ”Behandling” i Figur 6.1 til 6.3. ”Transport” betegner transport af gipsaffald), som er større end undgåede emissioner ved lokal opgravning af jord til afdækning.

Mht. drivhuseffekt kan behandlingsmetoderne under hensyntagen til de udførte følsomhedsanalyser derfor rangordnes som følger: Anvendelse til gipsplader kommer bedst ud tæt fulgt af cementfremstilling. Anvendelse i kompost er en smule dårligere end de foregående metoder dog med undtagelse af én følsomhedsanalyse, hvor det antages, at svovlet i komposten substituerer kunstgødning 100 %. Afdækningsløsningen resulter i de mindste miljøbesparelser for basisscenariet såvel som for flertallet af følsomhedsscenarier.

6.2.2 Forsuring

I kategorien potentiel forsuring blev miljøbesparelsen ved oparbejdning af gipsaffald til gipsplader væsentligt reduceret i forhold til basisscenariet ved antagelsen om, at gipsaffaldet substituerer tysk naturgips. I denne miljøpåvirkningskategori har substitution af naturgips afgørende betydning, hvorfor den meget kortere undgåede transport ved substitution af tysk naturgips spiller ind. I scenariet, hvor kaskadeeffekten resulterer i substitution af naturgips fra Spanien til Holland, er det hovedsagelig forskellen i transportstrækning mellem henholdsvis Spanien og Holland og Spanien og Danmark, som gør, at basisscenariet udviser lidt større miljøbesparelser i denne kategori.

Mht. cementfremstilling gør de samme forhold sig gældende som for anvendelse til gipsplader: Det er undgået udvinding og transport af naturgips, som er den dominerende livscyklusfase. Da oprindelsessted og transportstrækning for naturgipsen antages at være de samme uafhængigt af, om gipsafaldet anvendes i

cementfremstilling i Sverige eller Danmark, bliver de potentielle miljøpåvirkninger meget ens, selvom transporten af gipsaffaldet er betydelig længere i basisscenariet.

Ved anvendelse af gipsaffald i kompost er der nettomiljøpåvirkninger for basisscenariet såvel som for samtlige følsomhedsanalyser. Der er dog tale om meget små potentielle påvirkninger, der er mindre end 3 mPE/ton gipsaffald. Ved en antagelse om at gipsindholdet i komposten erstatter naturgips falder nettopåvirkningen noget, men det resulterer ikke i en nettobesparelse, da der kun er tale om, at en del af gipsen erstatter naturgips.

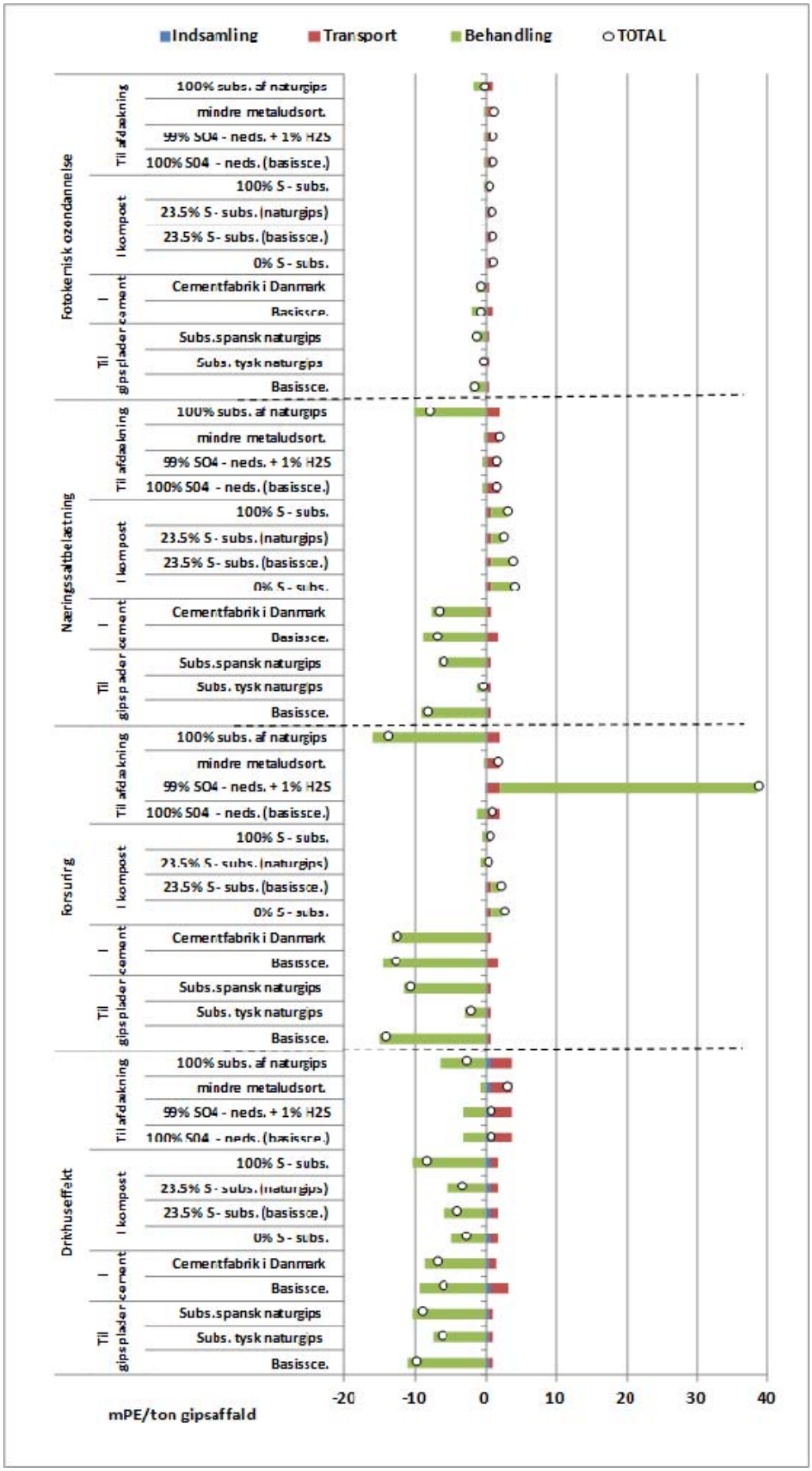
Dannelse af H_2S ved anvendelse af gipsaffald til afækning vil have en væsentlig betydning for potentiel forsuring, da H_2S reagerer i luft og bliver til SO_2. Omdannelse af 1 % af svovlet i gipsaffaldet til H_2S resulterede i potentielle nettomiljøpåvirkninger mht. forsuring på ca. 40 mPE/ton gipsaffald, hvilket var væsentlig større end ved de andre behandlingsmetoder. Til gengæld resulterede substitution af naturgips uden dannelse af H_2S i væsentlige nettomiljøbesparelser ved anvendelse af gipsaffald til afdækning.

Resultaterne for forsuring for de forskellige behandlingsmetoder indikerer, at anvendelse til gipsplader og cementfremstilling er ligeværdige i denne miljøpåvirkningskategori, dog er anvendelse af gipsaffald til gipsplader mindre fordelagtigt end cementfremstilling, hvis man antager, at gipsaffaldet ultimativt erstatter naturgips i Tyskland. Anvendelse af gipsaffald i kompost giver ikke anledning til lige så store miljøbesparelser som de to andre behandlingsmetoder. Mht. afdækningsløsningen er resultaterne for forsuring meget afhængige af forudsætningerne, idet følsomhedsanalyserne her udviser både den største nettopåvirkning og den største nettobesparelse af samtlige behandlingsmetoder.

6.2.3 Næringssaltbelastning

Mønstret ved anvendelse af gipsaffald til gipsplader og i cement var for næringssaltbelastning som for forsuring, dvs. at miljøbesparelserne var meget ens for de to behandlingsmetoder undtagen ved antagelse af, at det var tysk naturgips, som blev erstattet ved anvendelse til gipsplader. Anvendelse i kompost resulterede i små nettomiljøbelastninger for samtlige følsomhedsanalyser, dog blev nettopåvirkningerne mindre ved øget substitution af svovlgødning og naturgips.

Effekterne for næringssaltbelastning ved anvendelse til afdækning af slaggebjerge i Tyskland var ligeledes små nettomiljøbelastninger undtagen under antagelse af, at gipsaffaldet substituerer naturgips. Her var der tale om nettomiljøbesparelser på størrelse med besparelserne ved anvendelse til nye gipsplader og i cement. Overordnet set var anvendelse til gipsplader og cementfremstilling bedre end anvendelse til kompost og afdækning mht. potentiel næringssaltbelastning. Dog viste den følsomhedsanalyse hvor det antoges, at gipsaffald til afdækning erstattede naturgips, et niveau svarende til niveauet ved anvendelse til gipsplader og til cementfremstilling.



Figur 6.1. Potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger fordelt på indsamling, transport og behandling ved ændring af beregningsforudsætninger. Signaturforklaring for de forskellige behandlingsmetoder: **Til gipsplader**: *Basissce.*: substitution af spansk naturgips. *Subs. tysk naturgips*: Substitution af tysk kraftværksgips – kaskadeeffekt er

substitution af tysk naturgips. *Subs. spansk naturgips*: Substitution af tysk kraftværksgips – kaskadeeffekt er substitution af spansk naturgips. **I cement**: *Basissce.*: Cementfabrik i Sverige. **I Kompost**: *100 % S-sub.*: Svovlindholdet i gipsaffaldet substituerer 100 % handelsgødning. *23,5 % S-sub. (naturgips)*: 23,5 % af S i gipsaffaldet substituerer svovl i naturgips. *23,5 % S-sub. (basissce.):* 23,5 % af S i gipsaffaldet substituerer S i handelsgødning. *0 % subs.*: Svovlet i gipsaffaldet substituerer ikke svovlindholdet i handelsgødning. **Til afdækning**: *100 % substitution af naturgips*: Gipsaffaldet substituerer 100 % naturgips, ikke jord. *Mindre metaludsort.*: 0.2 % metal udsorteres til genvinding i stedet for 0,9 %. *99 % SO_4-neds.+1 % H_2S*: 99 % af S nedsiver til grundvand. 1 % omdannes til H_2S. *100 % SO_4-neds. (basissce.)*: 100 % af svovlet nedsiver til grundvandet som sulfat.

6.2.4 Toksiske miljøpåvirkninger

Figur 6.2 viser resultaterne af følsomhedsanalyserne i de toksiske miljøpåvirkningskategorier.

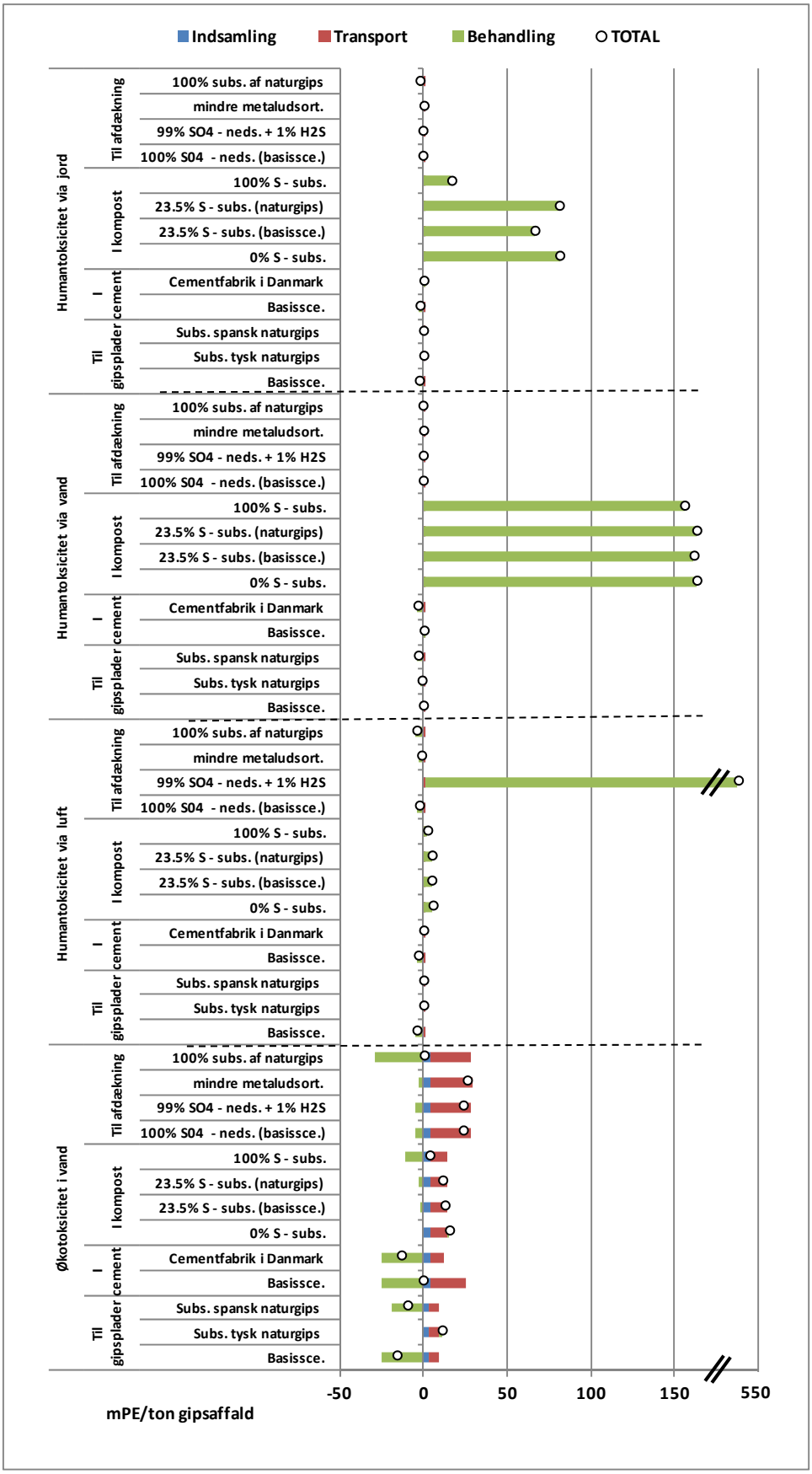
I miljøpåvirkningskategorien ”Økotoksicitet i vand” spiller lastvognstransport en betydelig rolle, hvorfor Tysklandsløsningen samt anvendelse til cementfremstilling i Sverige udviser de største potentielle miljøbelastninger. Dette gælder for basisscenarierne såvel som for følsomhedsanalyserne.

Det ses, at der er en meget betydelig potentiel nettomiljøbelastning i kategorien humantoksicitet via luft ved anvendelse til afdækning, hvis der dannes H_2S. Da det er uklart, om det sker, og i så fald i hvor store mængder, er der her en væsentlig usikkerhed forbundet med miljøvurderingen.

I miljøpåvirkningskategorien humantoksicitet via vand er det praktisk taget kun anvendelse af gipsaffald i kompost, som resulterer i nettomiljøbelastninger. Påvirkningerne skyldes tilstedeværelse af tungmetaller i gipsaffaldet, som modvirkes i mindre grad af undgåede emissioner ved substitution af handelsgødning (jordemissioner bidrager til denne påvirkningskategori, da en del af de tungmetaller, der tilføres jordmiljøet med gipsaffaldet, iflg. UMIP-metoden antages at ende i vandmiljøet).

For humantoksicitet i jord er det de samme mekanismer, som gør sig gældende, blot har undgåede emissioner ved substitution af handelsgødning større betydning.

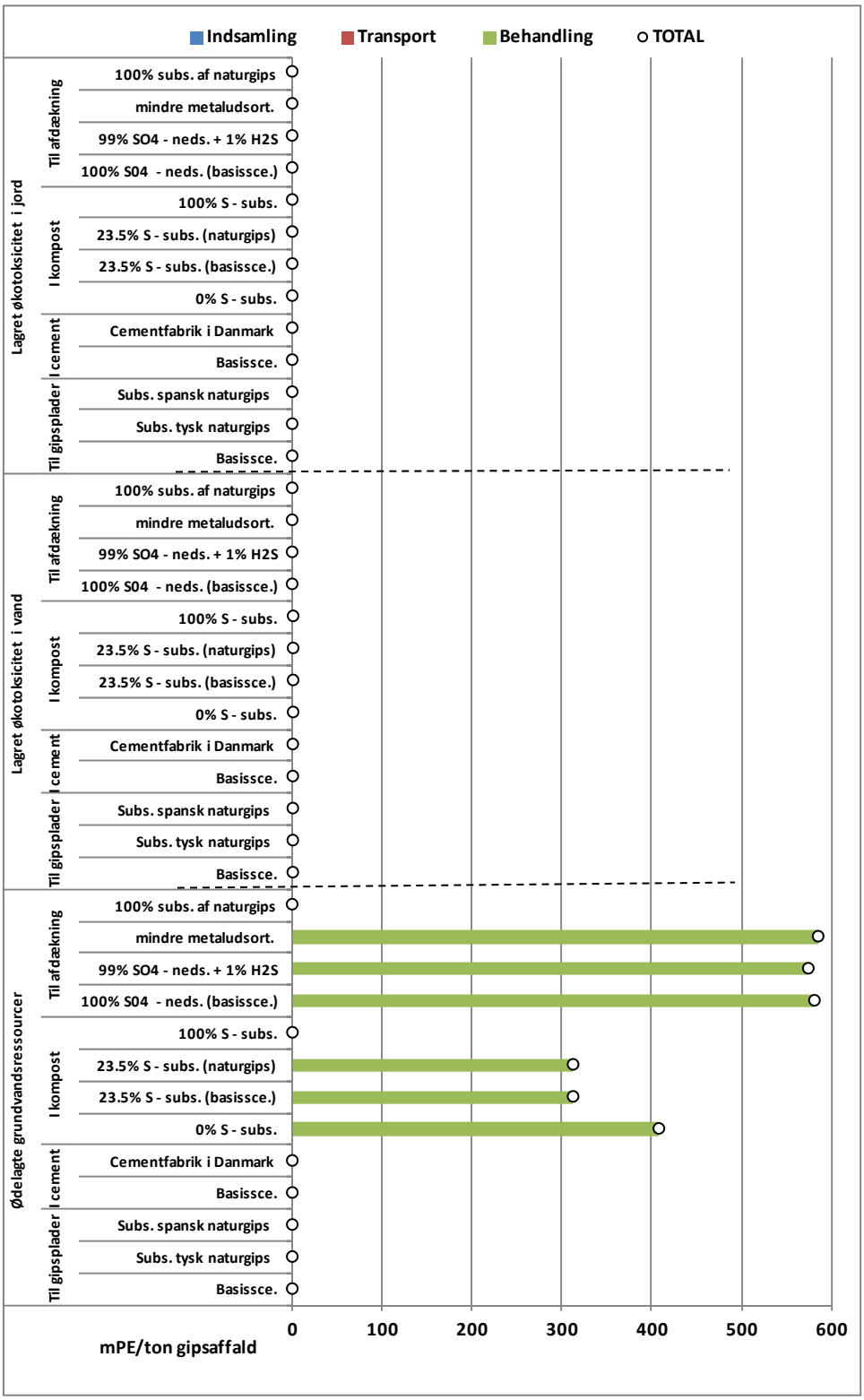
Mht. de toksiske påvirkningskategorier er der således væsentlige potentielle miljøpåvirkninger forbundet med komposteringsløsningen, som er langt større end for de andre behandlingsmetoder. Dette gælder for basisscenarierne såvel som for følsomhedsanalyserne. Der er dog en undtagelse i det tilfælde, at anvendelse af gipsaffald til afdækning i Tyskland giver anledning til dannelse af H_2S – dette medfører en meget stor potentiel miljøpåvirkning i kategorien ”Humantoksicitet via luft”.



Figur 6.2. Potentielle toksiske miljøpåvirkninger fordelt på indsamling, transport og behandling ved ændring af beregningsforudsætninger. Signaturforklaring som i Fig. 6.1.

6.2.5 ”Andre” miljøpåvirkninger

Figur 6.3 viser resultaterne af følsomhedsanalyserne i de ”andre” miljøpåvirkningskategorier



Figur 6.3. Potentielle ”andre” miljøpåvirkninger fordelt på indsamling, transport og behandling ved ændring af beregningsforudsætninger for behandlingsmetoderne gipsaffald i kompost og anvendelse til afdækning i Tyskland. Signaturforklaring som i Fig. 6.1.

Lagret økotoksicitet i vand og jord spiller ingen rolle, da der udelukkende sker påvirkning fra de meget små mængder slagge fra forbrænding af papirrester fra oparbejdningen af gipsaffaldet, som anvendes til vejkonstruktion.

Mht. ødelagte grundvandsressourcer skyldes påvirkningerne her udelukkende nedsivning af sulfat fra gipsaffaldet. Derfor ses der ingen effekter i denne miljøpåvirkningskategori ved anvendelse af gipsaffald til gipsplader og cementfremstilling. Mht. anvendelse i kompost spiller det ingen rolle, om gipsen i komposten substituerer svovl i svovlgødning eller naturgips. Til gengæld sker der nedsivning af en yderligere mængde sulfat i det tilfælde, at svovlet slet ikke substituerer svovlgødning.

Ved anvendelse af gipsaffald til afdækning har H_2S-emissioner og forringet udsortering af metal kun ringe betydning for mængden af ødelagte grundvandsressourcer. Derimod har antagelsen om, at gipsaffaldet substituerer naturgips afgørende betydning. Det skyldes, at der ved antagelse af, at gipsaffaldet substituerer naturgips, ikke vil ske nogen yderligere nedsivning af sulfat fra gipsaffaldet, hvorved påvirkningen i denne miljøpåvirkningskategori forsvinder.

6.2.6 Kvalitativ vurdering af gips' indflydelse på komposteringsprocessen

Tilsætning af strukturmateriale til kompost af organisk affald, f.eks. i form af grene og andet have-parkaffald, er en udbredt praksis, som i de fleste tilfælde er nødvendig for at sikre at komposten ikke falder sammen med anaerobe forhold til følge. Yderligere bidrager tilsætning af have-parkaffald med højt C:N-forhold til at opnå optimale forhold mht. denne procesparameter. Mindre velundersøgt er effekten af at tilsætte andre tilslagsmaterialer, herunder gips, i forhold til at forbedre komposteringsprocessen.

Der findes dog en artikel af Saludes et al. (2008), som netop beskriver kompostering af kvæggylle ved anvendelse af gipspladeaffald inklusiv papirrester som strukturmateriale. Da hovedformålet med forsøget var at dokumentere, at gipspladeaffald kan benyttes som strukturmateriale, var der ikke noget kontrolforsøg til at dokumentere den specifikke effekt af gips i forhold til andre mulige strukturmaterialer. De overordnede resultater var, at gipsaffald er velegnet som strukturmateriale, idet det tillod god beluftning af kvæggyllen med en tilfredsstillende komposteringsproces til følge. Uanset tilstedeværelesen af gips fandt der en intens ammoniakfordamning sted under komposteringens første termofile fase. Et andet forhold, der bør nævnes, er, at der detekteredes H_2S-emissioner fra komposten, som forfatterne tilskriver anaerobe lommer i kompostmaterialet samt tilstedeværelsen af gips. Selvom komposteringsprocessen overordnet set foregår under aerobe forhold, i modsætning til behandling af gipsaffald til afdækning af slaggebjerge, hvor anaerobe forhold må antages at være udbredt, er der tilsyneladende alligevel en risiko for H_2S-udsivning ved kompostering.

I miljøvurderingssammenhæng vil især en eventuel formindskende effekt på emissioner af metan, lattergas og ammoniak have betydning. Adskillige artikler omhandler gips' indvirkning på ammoniakfordampning under komposteringsprocessen, men oplysninger om effekten på drivhusgasemissioner er få. Lindau et al. (1998) og Pangala et al. (2010) undersøgte effekten på metanemission af tilsætning af gips til hhv. rismarker og kunstige vådområder og fandt, at metanemissionen nedsattes væsentligt ved denne praksis. Ifølge forfatterne skyldes effekterne komplicerede interaktioner i jordmiljøet, herunder muligvis sulfatreducerende bakteriers hæmmende effekt på den

metanproducerende mikrobielle fauna. Det er dog ikke lykkedes at finde dokumentation for en tilsvarende effekt, som kunne tænkes at foregå i anaerobe lommer i materialet under kompostering.

Det er velkendt, at anaerobe forhold under komposteringsprocessen fremmer emission af drivhusgasser som metan og lattergas, og almindeligvis forebygges dette ved brug af strukturmaterialer, som tillader diffusion af ilt ind i kompostmaterialet. Der er dog i nærværende rapport tale om kompostering af organisk affald, som allerede inkluderer strukturmateriale i form af have-parkaffald, og der er ikke klart om gipstilsætning yderligere vil bidrage til forbedrede iltforhold. Det må derfor konkluderes, at de data, der er til rådighed, ikke er tilstrækkelige til at kvantificere en eventuel positiv effekt af gipstilsætning på drivhusgasemission ved kompostering, selvom det ikke kan udelukkes, at der finder en sådan effekt sted.

Med hensyn til gipstilsætnings effekt på kvælstofemissioner under komposteringsprocessen stiller sagen sig lidt anderledes, idet der er flere videnskabelige publikationer, som berører dette emne, og som viser en positiv effekt. Zvomuya et al. (2005) undersøgte effekten af samkompostering af fosforholdig gips – et biprodukt fra fremstilling af kunstgødning – og kvæggylle på bl.a. N-tab i form af ammoniakfordampning og fandt en omvendt proportionalitet mellem mængden af gips og ammoniaktabet. I det konkrete tilfælde formindskedes N-tabet med 0,11 % per kg fosforholdig gips, der blev tilsat, men effekten skyldes sandsynligvis hovedsageligt den pH-nedsættende effekt af fosforsyreindholdet og i mindre grad tilstedeværelsen af gips. Termeer & Warman (1992) og Mahimairaja et al. (1994) anfører gips' forsurende effekt som mulig årsag til formindsket ammoniakfordampning ved hhv. opbevaring af kvæggylle og kompostering af organisk affald. Andre (Tubail et al., 2008) fandt ligeledes en udpræget positiv effekt på ammoniakfordampningen ved tilsætning af gips til kompost med kvæggylle. Effekten var dog betydelig mindre ved kompostering af bioaffald fra et rensningsanlæg – i dette tilfælde faldt ammoniakfordampningen med ca. 13 %.

I et forsøg omfattende en række forskellige tilsætningsstoffers (heriblandt gips) indvirkning på ammoniakfordampning ved kompostering af hønsemøg (Koenig et al., 2005) viste gips sig som relativt effektiv til at nedbringe ammoniakfordampningen. Ved laboratorieinkubationer af 12 dages varighed nedsattes ammoniakfordampningen med ca. 30 % ved tilsætning af 140 g gips per kg hønsemøg (beregnet af nærværende rapports forfattere på baggrund af en figur i artiklen).

.Af mere specifikke positive effekter af at tilsætte gips, f.eks. nedsat emission af drivhusgasser, er de ikke påvist i forbindelse med komposteringsprocessen, men en effekt sås dog ved tilsætning af gips til andre biologiske systemer (rismarker og kunstige vådområder). Mht. nedsat ammoniakfordampning er der belæg for at anse gipstilsætning for at have en positiv effekt, men effektens størrelse er afhængig af komposteringsforholdene, komposteringsmaterialernes art samt doseringen af gipsmængden. For at kunne indregne denne effekt i en miljøvurdering bør der derfor foretages komposteringsforsøg med den konkrete kompostblanding og gipsaffaldsdosering. Herved kunne en eventuel positiv effekt dokumenteres ved at måle kvælstofindholdet i kompost tilsat gips sammenlignet med en kontrol uden gipstilsætning.

Det kan på baggrund af ovenstående konkluderes, at gipsaffald kan fungere som strukturmateriale i kompost til at fremme aerobe forhold. Overslagsberegninger antyder, at hvis gipsaffaldet tilskrives en positiv effekt på komposteringsprocessen, som resulterer i en fuldstændig nedbringning af drivhusgasemission og

ammoniakfordampning, vil det medføre meget betydelige miljøbesparelser i flere af de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, som ville være langt større end miljøbesparelserne i forbindelse med de andre behandlingsmetoder.

Denne effekt vil dog måske i lige så høj grad kunne opnås ved brug af andre strukturmaterialer. Fra et konsekvens-LCA synspunkt kan man derfor anse substitution af et andet strukturmateriale, som den egentlige ændring, hvis (undgåede) livscyklusopgørelse skal tilskrives gipsaffaldet og ikke de (teoretisk mulige) undgåede emissioner fra komposteringsprocessen. Det er i det konkrete tilfælde ikke kendt om en sådan substitution foregår, og hvis det er tilfældet, i hvilket forhold gips substituerer andre strukturmaterialer. Det vurderes derfor, at det på nuværende tidspunkt ikke er muligt at kvantificere en eventuel effekt., ligesom det stadig må betragtes som højst usikkert, hvilken effekt gips reelt har.

6.3 Sammenfatning af resultater af følsomhedsanalyser:

- Det europæiske gipsmarked er sammensat af naturgips, kraftværksgips samt gipsaffald fra nedrivning og renovering af bygninger. Hvilken type gips, der anvendes til produktion af f.eks. gipsplader afhænger af udbud og efterspørgsel samt gipskvaliteten. Ifølge tal fra Danmarks Statistik og oplysninger fra branchen produceredes danske gipsplader indtil 2009 i overvejende grad af naturgips fra Spanien. Finanskrisen har imidlertid ændret billedet en del, og der er derfor undersøgt betydningen af, ,at gipsaffald anvendt til gipsplader i Danmark substituerer kraftværksgips fra Tyskland i stedet for som antaget i basisscenariet naturgips fra Spanien (jf. kapitel 6.1.1 for en detaljeret beskrivelse af de ændrede antagelser). Ved en kaskadeeffekt kan dette resultere i, at gipsaffald substituerer tysk naturgips. Dette medfører mindre miljøbesparelser end i basisscenariet pga. mindre undgået skibstransport og resulterer i, at cementfremstilling bliver bedre end gipspladefremstilling mht. forsuring, næringssaltbelastning og økotoksicitet i vand.

- Ved anvendelse af gipsaffald til gipsplader kan substitution af tysk kraftværksgips have en anden kaskadeeffekt afhængig af gipsmarkedet i Tyskland. I dette tilfælde substitueres import af naturgips fra Spanien til Holland. Dette havde kun mindre effekt i forhold til basisscenariet, da forskellen her skyldes forskellen i skibstransportafstand fra Spanien til hhv. Holland og Danmark.

- For at undersøge betydningen af den geografiske placering af cementfabrikken ved anvendelse af gipsaffald i cement blev der udført en følsomhedsanalyse med cementfabrikken placeret i Danmark i stedet for Sverige. Dette gjorde anvendelse i cement bedre end i basisscenariet pga. mindre transport, men det var stadig marginalt dårligere end anvendelse til gipsplader. Det skyldes antagelsen om, at sorteringen af gipsaffald kunne beskrives som et gennemsnit af sorteringen i forbindelse med gipspladefremstilling og anvendelse i kompost

- For at demonstrere effekten af graden af substitution af svovlgødning ved anvendelse af gipsaffald i kompost blev yderpunkterne, dvs. ingen substitution og fuld substitution beregnet. Ingen substitution resulterede i mindre miljøbesparelser ved drivhuseffekt og større nettomiljøpåvirkninger mht. de resterende påvirkningskategorier, men rangordenen i forhold til basisscenarierne ændredes ikke.

- Ved fuld substitution af svovlgødning var der en væsentlig ekstra besparelse på drivhuseffekten, og de resterende miljøpåvirkningskategorier påvirkedes også i positiv retning, især i påvirkningskategorien ødelagte grundvandsressourcer, hvor nettopåvirkningen faldt til nul, da der ikke skete nogen sulfatudvaskning. Rangordningen i forhold til basisscenarierne ændrede sig mht. drivhuseffekt, forsuring og ødelagte grundvandsressourcer. Kompostering er dog stadig miljømæssigt set mindre hensigtsmæssigt end anvendelse til gipsplader i samtlige påvirkningskategorier, men er nu bedre end cementfremstilling i én påvirkningskategori og bedre end afdækning i fire påvirkningskategorier.

  Fuld substitution af svovlgødning vil kræve tilsætning af en mindre mængde gipsaffald per ton kompost eller alternativt udspredning af komposten på et større landbrugsareal for at nå ned på de anbefalede svovlgødningsmængder, dvs. maksimalt 50 kg S/ha. I forhold til de anvende svovlmængder på ca. 255 kg S/ha vil det kræve tilsætning af blot 1/5 af denne mængde til komposten eller udspredning af komposten på et fem gange så stort areal.

- Da der var en vis usikkerhed om hvilken type svovlgødning, gipsen substituerede, blev der udført en følsomhedsanalyse under samme forudsætninger som basisscenariet, men hvor det antoges, at svovlgødskning skete med naturgips. Dette medførte ingen rangforskydninger i forhold til basisscenariet, hvilket skyldtes, at de sparede nettomiljøpåvirkninger ved substitution af naturgips og svovlgødning viste sig at være i samme størrelsesorden.

- I forbindelse med afdækningsløsningen i Tyskland er der en teoretisk mulighed for, at der kan dannes svovlbrinte fra gipsaffaldet. Der blev udført en følsomhedsanalyse med omdannelse af 1 % af gipsaffaldets svovlindhold til svovlbrinte. Dette havde stor effekt i påvirkningskategorierne forsuring og humantoksicitet via luft, men det ændrede kun rangordenen i førstnævnte kategori.

- I basisscenariet for afdækning af slaggebjerge i Tyskland blev der antaget at metalgenanvendelsen var 0,9 % (meget lig de resterende basisscenarier). For at undersøge konsekvensen af en mindre effektiv udsortering blev der udført en følsomhedsanalyse, hvor kun 0,2 % genanvendeligt metalaffald blev udsorteret fra gipsaffaldet. Da metalgenanvendelse medførte besparelser i de fleste miljøpåvirkningskategorier resulterede dette i større miljøpåvirkninger men rangordenen af scenarierne ændredes ikke.

- I basisscenariet for afdækning af slaggebjerge i Tyskland var forudsætningen, at gipsaffaldet substituerede jord. For at undersøge konsekvensen af en ændring af denne forudsætning blev der udført en følsomhedsanalyse, hvor man antog at naturgips blev substitueret i stedet for. Dette gav anledning til store miljøbesparelser, som sidestillede denne løsning med cementfremstilling og oparbejdning af gipsaffald til nye gipsplader.

7 Konklusioner af livscyklusvurderingen

Der blev udført en livscyklusvurdering af forskellige metoder til at behandle gipsaffald fra nedrivning og konstruktion af bygninger. Metoderne omfatter oparbejdning af gipsaffald til brug for nye gipsplader, anvendelse i cementfremstilling, tilsætning til kompost samt afdækning af slaggebjerge i Tyskland. Miljøpåvirkningerne i forbindelse med håndtering af gipsaffald er for alle behandlingsmetoder i flertallet af påvirkningskategorierne små, mindre end 20 mPE/ton gipsaffald. Dette resulterer i, at indsamling og transport samt udnyttelse af restfraktioner fra gipsaffaldet har relativ stor betydning for resultaterne. Denne betydning er større for genanvendelse af gips end for andre genanvendelige materialer, såsom metal og papir, idet miljøpåvirkningen fra oparbejdning af affaldsgips og fra udvinding af naturgips er meget små. I begge tilfælde er der tale om enkle mekaniske processer såsom gravning og knusning, og der er ingen kemiske processer involveret.

Det er derfor vigtigt at være opmærksom på, at stedspecifikke forhold, såsom transportafstande og behandling af restprodukter, kan være afgørende for miljøvurderingen.

Ud fra en ren miljømæssig betragtning kan det konkluderes at:

- De valgte scenarier for pparbejdning af gipsaffald med henblik på fremstilling af gipspulver til produktion af nye gipsplader og anvendelse til cementfremstilling er jævnbyrdige løsninger, omend produktion af gipsplader fremstår lidt bedre end cementløsningen. Begge løsninger udviser de samme miljøbesparelser som i stor udstrækning kommer fra substitution af naturgips og derved undgået transport af naturgips til Danmark. Disse effekter er begge direkte knyttet til teknologierne, idet det antages, at gipsaffaldet erstatter naturgips i forholdet én til én ved fremstilling af gipspulver og ved cementfremstilling. Det er således ikke gipspladefremstilling og cementfremstilling som teknologier betragtet, der adskiller de to løsninger, men de miljømæssige påvirkninger knyttet til indsamling, transport og oparbejdning af gipsaffaldet samt disponering af restprodukter bestående af udsorteret metal og en papirfraktion. Af disse parametre spiller transport den største rolle, idet cementfremstilling antages at foregå i Sverige.

- Anvendelse af gipsaffald som næringsstof og strukturmateriale i kompost og anvendelse som afdækningsmateriale på slaggebjerge i Tyskland er begge miljømæssigt set mindre gode end de to ovennævnte behandlingsmetoder. Årsagen hertil er for kompostløsningens vedkommende, at det i modelleringen er forudsat, at en stor del af gipsens svovlindhold udvaskes som sulfat som følge af, at der udbringes mere svovl, end planterne kan optage. Sulfatudvaskningen resulterer i en stor nettobelastning i kategorien ødelagte grundvandsressourcer. Desuden bidrager kompostløsningen relativt meget til kategorierne humantoksicitet via jord og vand som følge af, at det er den eneste behandlingsmetode,

hvor gipsaffaldet kommer i kontakt med landbrugsjord og dermed indirekte med mennesker. Her skal det dog nævnes, at en eventuel positiv effekt af gips på selve komposteringsprocessen i form af mindre drivhusgasemission og ammoniakfordampning ikke er medregnet, idet det ikke var muligt at kvantificere og ej heller verificere en sådan mulig effekt. Anvendelse som afdækningsmateriale belaster især miljøet pga. transporten til Tyskland og miljøpåvirkningerne knyttet hertil samt udvaskning af sulfat fra gipsen, som potentielt kan ende i grundvandet og dermed skade dette. Samtidig er der ikke miljøbesparelser forbundet med substitution af naturgips ved anvendelse som afdækningsmateriale, og dette adskiller ligeledes denne løsning fra anvendelse til gipsplader og cementfremstilling. Brug af gipsaffald i kompost og til afdækning er således som teknologier betragtet miljømæssige ringere løsninger end de to andre behandlingsmetoder.

- I en række følsomhedsanalyser blev miljøvurderingens robusthed testet i forhold til ændringer af de grundlæggende forudsætninger. Der blev udført ni følsomhedsanalyser heriblandt ændrede substitutionsforhold i forbindelse med anvendelse af gipsaffald til gipsplader, ændret geografisk beliggenhed af cementfabrikken, andre substitutionsforhold for svovlgødning ved anvendelse i kompost, samt antagelse af udsivning af svovlbrinte og substitution af naturgips ved anvendelse til afdækning i Tyskland. Ud af disse følsomhedsanalyser var de mest markante resultater, at antagelsen om 100 % substitution af svovlgødning af gips i kompost forbedrede kompostløsningen væsentligt, samt at antagelsen om, at gipsaffaldet substituerede naturgips ved afdækning af slaggebjerge i Tyskland gjorde denne løsning miljømæssigt konkurrencedygtig med anvendelse af gipsaffald til gipsplader og i cementfremstilling.

8 Referencer

affald danmark (2010) Håndteringen af gipsaffald fra genbrugspladser i regi af *affald danmark*. Notat af 14. september 2010 til Miljøstyrelsen.

Biosense (2010) Deklaration af kompost fra komposteringsanlægget i Agerskov.

Boswell, C.C. (1997) Dryland lucerne responses to elemental sulphur of different particle sizes applied at different rates and frequencies in North Otago, New Zealand. New Zealand Journal of Agricultural Research 40: 283-295.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. 2011. Steine und Erden in der Bundesreplublik Deutschland (udkast). Schweizerbarth´sche Verlagsbuchandlung, Johannesstraße 3A, 70176 Stuttgart.

Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie. 2010. Dokumentation Nr. 592. Der Bergbau in der Bundesrepublik Deutschland 2009. Bergwirtschaft und Statistik – 61. Jahrgang 2010.

DERA Deutsche Rohstoffagentur. 2010. Rohstoffwirtschaftliche Länderstudien, Heft xxxix: Bundesrepublik Deutschland Rohstoffsituation 2009. Hannover, November 2010.

Danbørs (2010) Kvalitetsbeskrivelse af gipspladeaffald til nyttiggørelse i Tyskland.

Dansk landbrugsrådgivning (2010) http://app4.landscentret.dk/DyrkVejl/Forms/Main.aspx?page=Vejledning&cropID=104 (set 17/12 2010)

Eriksen, J. (1996) Incorporation of S into soil organic matter in the field as determined by the natural abundance of stable S isotopes. Biol. Fertil. Soils 22: 149-155.

Gentil, E., Christensen, T.H. & Aoustin, E. (2010) Greenhouse gas accounting and waste management. Waste Management & Research 27: 696-706.

GEUS (2000). Grundvandsovervågning. http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/g-o-2000-kap6.pdf (set 26/11 2010).

Gibbons, W. & Moreno, T. (2002) The Geology of Spain. Udgivet af det Spanske Geologiske Selskab.

Hindrichsen, F. (2010) Notat om svovl udarbejdet for Freiberg & Jespersen.

Hjelmar, O. (2010) Eksport af gipspladeaffald fra Danmark til anvendelse til overdækning af stensaltsdeponier fra potaskeproduktion i Tyskland. Notat udarbejdet for Gypsum Recycling.

Kirkeby, J.T., Birgisdóttir, H., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Bhander, G.S. & Hauschild, M.Z. (2006): Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. Waste Management and Research 24: 3-15.

Koenig, R.T., Palmer, M.D., Miner, F.D., Miller, B.E. & Harrison, J.D. (2005) Chemical Amendments and Process Controls To Reduce Ammonia Volatilization During In-House Composting. Compost Science & Utilization 13: 141-149.

Kongshaug, G. (1998) Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertilizer production. Conference contribution at IFA Technical Conference, Marrakesh, Morocco 1998.

Kowalenko, C.G. (2009) Availability of single spring applications of three sulphur sources to grass under humid weather conditions. Can. J. Soil Sci. 89: 511-519.

Lindau, C.W., Wickersham, P., DeLaune, R.D., Collins, J.W., Bollick, P.K., Scott, L.M. & Lambremont, E.N. (1998) methane and nitrous oxide evolution and ^{15}N and ^{226}R uptake as affected by application of gypsum and phosphogypsum to Louisiana rice. Agriculture Systems and Environment 68: 165-173.

Mahimairaja, S., Bolan,N.S., Hedley, M.J. & Macgregor, A.N. (1994) Losses and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments: an incubation experiment. Bioresource Technology 47: 265-273.

May, A. & Sweeney, J.W. (1984) Evaluation of Radium and toxic elements leaching charecteristics of Florida phosphogypsum stockpiles. In: Kuntze, R.A. (ed.) The Chemistry and Technology of Gypsum. ASTM special technical publication 861, ASTM 1916 Race Street, Philadelphia, PA.

Pangala, S.R., Reay, D.S. & Heal, K.V. (2010) Mitigation of methane emissions from constructed farm wetlands. Chemosphere 78: 493–499.

Plantedirektoratet (2010) Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2010 til 31. juli 2011. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Rambøll (2010) Overgaard Gods. Undersøgelse og risikovurdering af affaldsprodukter.

Saludes, R.B., Iwabuchi, K., Miyatake, F., Abe, Y. & Honda, Y. (2008) Characterization of dairy cattle manure/wallboard paper compost mixture. Bioresource Technology 99: 7285–7290.

Spain – Energy Mix Fact Sheet (2007). http://ec.europa.eu/energy/energy_policy/doc/factsheets/mix/mix_es_en.pdf (set oktober, 2011).

Stranddorf, H.K., Hoffmann, L. & Schmidt, A. (2005): Impact categories, normalisation and weighting in LCA. Environmental News No. 78. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Termeer, W.C. & Warman, P.R. (1993) Use of mineral amendments to reduce ammonia losses from dairy-cattle and chicken-manure slurries. Bioresource Technology 44: 217-222.

Trafikministeriet (2000) TEMA2000 – Et værktøj til at beregne transporters energiforbrug og emissioner i Danmark. Teknisk rapport.

TSI - The Sulphur Institute www.sulphurinstitute.org (set 25. januar 2011).

Tubail, K., Chen, L., Michel, F.C, Keener, H.M., Rigot, J.F., Klingman, M., Kost, D. & Dick, W.A. (2008) Gypsum Additions Reduce Ammonia Nitrogen Losses During Composting of Dairy Manure and Biosolids. Compost Science & Utilization 16: 285-293.

Wenzel, H; Hauschild, M. & Alting, L. (1997) Environmental Assessment of Products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development. Kluwer Academic Publishers.

WRAP (2008) Life cycle assessment of plasterboard. Publiceret af Waste & Resources Action Programe, Oxon, UK.

Zvomuya, F., Larney,F.J., Nichol, C.K., Olson, A.F., Miller, J.J. & DeMaere, P.R. (2005) Chemical and Physical Changes Following Co-Composting of Beef Cattle Feedlot Manure with Phosphogypsum. J. Environ. Qual. 34: 2318–2327.

Samfundsøkonomisk vurdering

Samfundsøkonomisk vurdering af forskellige alternativer for håndtering og behandling af gipsaffald

Mikkel Kromann og Eva Willumsen

COWI A/S

9 Metode og tilgang

I dette kapitel beskrives den anvendte metode og tilgang til den samfundsøkonomiske analyse.

Analysen er udført i overensstemmelse med Miljøministeriets vejledning i "*Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*". Det betyder, at der er gennemført både en samfundsøkonomisk[10] og budgetøkonomisk analyse af de opstillede scenarier. De væsentligste aspekter og antagelser ved de to analyser er kort beskrevet i det følgende. Desuden er et afsnit dedikeret til centrale forudsætninger og antagelser i den samfundsøkonomiske analyse.

Den samfundsøkonomiske vurdering er blevet eksternt evalueret af seniorforsker Cathrine Hagem fra Statistics Norway. Evalueringsrapporten kan findes i Bilag B.

9.1 Samfundsøkonomisk metode

I grundlaget for en politisk beslutning indgår en række forskellige aspekter, hvoraf en samfundsøkonomisk vurdering kun er ét blandt flere. Den samfundsøkonomiske vurderings bidrag er en økonomisk analyse, hvor der foretages en konsistent afvejning af projekternes gevinster og omkostninger.

Det samfundsøkonomiske resultat udtrykker summen af fordele og ulemper ved projektets konsekvenser for samfundet som helhed. Resultatet opgøres i nutidsværdi ved hjælp af diskontering af fremtidige effekter, eller ved omregning af effekter over tid til en årlig værdi ud fra diskonteringsfaktoren som er tilfældet i nærværende analyse. I den samfundsøkonomiske analyse medregnes såvel de direkte økonomiske konsekvenser som de miljømæssige effekter udtrykt i kr.

Vurderingen af et projekts samlede lønsomhed baseres på værdien af det samfundsøkonomiske overskud, hvor en positiv værdi indikerer, at det vil være fordelagtigt for samfundet samlet set at gennemføre projektet.

I vurderingen af det samfundsøkonomiske resultat er det vigtigt at holde sig for øje, at der inden for miljøøkonomi som oftest er elementer, der ikke inddrages i analysen. I praksis er det således vigtigt at tage en række forhold i betragtning, som ikke fremgår af en simpel vurdering af analysens nettonutidsværdi.

Tre forhold bør og vil blive vurderet i dette projekt:

- Ikke-værdisatte effekter
- Usikkerhed

[10] Ordet samfundsøkonomisk analyse anvendes her. I Miljøministeriets vejledning benyttes ordet velfærdsøkonomisk om det samme begreb.

- Fordelingsmæssige konsekvenser

9.1.1 Ikke-værdisatte effekter

En samfundsøkonomisk analyse vil sjældent kunne medtage den økonomiske påvirkning af samtlige konsekvenser af et givent tiltag. En række miljøeffekter må nødvendigvis udelades i praksis, enten fordi der ikke findes pålidelige metoder til kvantificering af effektens størrelse, eller fordi der ikke findes brugbar værdisætning (enhedspris) for miljøeffekten. Endelig udelades effekter, som på forhånd og med god sikkerhed vurderes at være uden betydning for resultatet, fordi effekten er meget lille, og hvor en værdisætning vil være ressourcekrævende eller vanskelig.

De effekter, som ikke værdisættes i den samfundsøkonomiske analyse, kvantificeres så vidt muligt i livscyklusanalysen, og deres betydning vurderes i forhold til det samlede resultat.

9.1.2 Usikkerhed

For en del af de effekter, der medtages i analysen, er både kvantificeringen af effekten og værdisætningen usikker. Følsomhedsanalyser er derfor en væsentlig del af den samfundsøkonomiske analyse, idet de sikrer, at betydningen af disse usikkerheder afdækkes.

En væsentlig del af konklusionen på en samfundsøkonomisk analyse er derfor at beskrive kritiske forudsætninger, der har afgørende betydning for størrelsen eller fortegnet af nettonutidsværdien.

Følsomhedsanalyserne i dette projekt fremgår af afsnit 11.3.

9.1.3 Fordelingsmæssige konsekvenser

Den samfundsøkonomiske vurdering vil aldrig kunne udgøre hele vurderingsgrundlaget, uanset om alle relevante effekter kunne værdisættes. For den politiske beslutningstager vil der desuden være fordelingsmæssige hensyn, det vil sige, hvordan gevinster og omkostninger rammer forskellige befolkningsgrupper fordelt på f.eks. geografi (bl.a. om en given teknologi har gavnlige effekter for udkantsområder), indkomst, alder, forbrugere/producenter, skatteborgere osv.

De fordelingsmæssige konsekvenser af direkte økonomiske påvirkninger afdækkes i analysen i den budgetøkonomiske analyse, hvor der fokuseres på affaldsproducenter og behandlingsvirksomheder.

9.2 Centrale forudsætninger og antagelser i den samfundsøkonomiske analyse

Der indgår en række centrale beregningsmæssige forudsætninger i den samfundsøkonomiske analyse. Disse er summeret i nedenstående tabel, og der er i det følgende redegjort for de anvendte forudsætninger.

Tabel 9.1 Beregningsmæssige forudsætninger

Parameter	Værdi/forudsætning
Grundlæggende metode	Markedsprismetode baseret på velfærdsøkonomiske principper
Beregningsår	2010
Diskonteringsfaktor	5%
Nettoafgiftsfaktor	35%
Skatteforvridningsfaktor	20%
Geografisk afgrænsning	Både dansk og international
Prisniveau, resultater	2010-priser, markedspriser
Prisniveau, forudsætninger	2010-priser, faktorpriser
Resultatopgørelse	Enhedspriser, kr/ton gipsaffald

9.2.1 Beregningspriser og værdisætning af miljøeffekter

Generelt er beregningspriserne for resultaterne i analysen så vidt muligt og hensigtsmæssigt opgjort i markedspriser, mens forudsætninger generelt er præsenteret i faktorpriser. Alle værdier er opgjort i 2010-priser.

Generelt er de samfundsøkonomiske konsekvenser fra tidligere led i produktionsprocessen eller fra fortrængt produktion implicit medregnet i de anvendte enhedspriser på input og produkter for de betragtede processer.

Et særligt aspekt knytter sig til miljøeffekterne fra de tidligere led og fortrængt produktion. Kun i det omfang disse er fuldt internaliserede via afgifter på de pågældende markeder, kan de også betragtes som medregnet i de ovennævnte priser. Sparede miljøeffekter fra den fortrængte produktion af processernes produkter er medregnet på basis af resultaterne af livscyklusvurderingen.

For de miljøeffekter, hvor værdisætning har været mulig, er der anvendt beregningspriser udtrykt per fysisk enhed. Alle priser er opgjort i dagens prisniveau. Det er redegjort nærmere for de anvendte priser i afsnit 10.6.

9.2.2 Diskonteringsfaktoren

For at kunne omregne effekter, der falder over tid, til en årlig værdi, anvendes en diskonteringsfaktor. Diskonteringsfaktoren bør afspejle samfundets forventede fremtidige afkast på investeringer. Det er i dag praksis i Danmark at anvende en diskonteringsfaktor på 5 %.

I denne analyse er alle værdier opgjort som årlige værdier i 2010. Da det ikke har været muligt at indhente data om investeringer, er diskonteringsfaktoren ikke benyttet til at omregne investeringer til årlige omkostninger. I stedet anvendes prisdata.

9.2.3 Skatteforvridning og nettoafgiftsfaktor

I overensstemmelse med anbefalingerne i Miljøministeriet (2010) medregnes der et skatteforvridningstab. Forvridningsfaktoren skal fastsættes i overensstemmelse med Finansministeriets vejledning, dvs. til 20%.

Der regnes i markedspriser i analysen. For at udtrykke produktionsgoders marginale værdiproduktivitet i et prisniveau, der afspejler markedsprisen og dermed betalingsvilligheden for de resulterende produkter, skal produktionsgodernes købspriser forhøjes med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor. Nettoafgiftsfaktoren udtrykker det afgiftstryk, der i gennemsnit findes på forbrugsvarer.

Ifølge Miljøministeriet (2010) skal anvendes den af Finansministeriet fastsatte nettoafgiftsfaktor. Der anvendes derfor en nettoafgiftsfaktor på 35% svarende til den aktuelle anbefaling fra Finansministeriet.

9.2.4 Geografisk afgrænsning

Ifølge Miljøministeriet (2010) skal man som udgangspunkt anvende en national afgrænsning i den samfundsøkonomiske vurdering.

Den nationale afgræsning anvendes ud fra en betragtning om, at det er konsekvenserne for det danske samfund, som skal afspejles i et beslutningsgrundlag, og at vurderingen af konsekvenserne skal ske på grundlag af den danske befolknings præferencer målt ved den på markedet udtrykte eller den indirekte afslørede betalingsvilje for goderne.

Ifølge denne definition er det altså uden betydning for resultatet, om behandlingen foretages af dansk eller udenlandsk ejede virksomheder. Undtaget herfra er dog tilfælde, hvor behandleren er i stand til at få overnormal profit af behandlingen. Her vil det være afgørende, om den overnormale profit tilbageføres til det danske samfund eller til udenlandske aktører. Overnormal profit, som tilfalder danske aktører, tæller som en transferering mellem danske aktører, og er således ikke en samfundsøkonomisk omkostning. Overnormal profit til udenlandske aktører vil derimod tælle som en omkostning for danske aktører, og er dermed en samfundsøkonomisk omkostning.

En national afgrænsning medfører imidlertid, at man ikke skal medtage miljøkonsekvenserne i andre lande, og det kan problematiseres, om afgrænsningen er hensigtsmæssig i forbindelse med vurderingen af projekter med miljøeffekter i udlandet, hvilket er tilfældet for håndtering af gipsaffald.

Det fremgår af Miljøministeriets vejledning side 70, at ”*Ifølge det nytteetiske vurderingsgrundlag bør den velfærdsøkonomiske vurdering omfatte projektets konsekvenser for alle berørte personer i ind- og udland. Nytteetikken tilsiger altså, at der under alle omstændigheder bør anlægges et globalt perspektiv i forbindelse med den velfærdsøkonomiske vurdering, og at der derfor bør benyttes en global afgrænsning ved konsekvensbeskrivelsen. … I de senere år er der imidlertid selv ved vurdering af indenlandske miljøprojekter en tendens til at forlade den snævre nationale afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen.* ”

Blandt andet inden for affaldssektoren har valget af afgrænsning en vis betydning for vurdering af miljøeffekter, siden affald i stigende grad er en international handelsvare. Væsentlige miljøpåvirkninger - positive såvel som negative - kan således tænkes at ske i udlandet.

Et problem ved at belyse udenlandske påvirkninger er, at værdisætningen af miljøpåvirkninger er forskellig fra land til land. Det skyldes at, værdien af miljøeffekter ofte hænger sammen med bl.a. landets forbrugerpræferencer, indkomstforhold og generelle sundhedstilstand. For sammenlignelige nordeuropæiske lande er dette et forholdsvist behersket problem, men der kan være betydelige forskelle mellem industrialiserede lande og udviklingslande.

I denne analyse er det valgt at anlægge både en dansk afgrænsning og et internationalt perspektiv, dog kun angående miljøeffekterne og ikke overnormal profit. På denne måde synliggøres størrelsesordenen af den miljøbelastning, der forekommer i udlandet. Grunden til, at der ikke skelnes mellem hvor den potentielle overnormale profit forekommer, er, at der ikke har været oplysninger og data til at understøtte en sådan beregning.

En egentlig modellering af hvilke emissioner i udlandet, der rammer Danmark, og hvilke emissioner i Danmark, der rammer udlandet, har ikke ligget inden for opgavens rammer. Derfor er det simplificerende antaget, at emissioner fra kilder i udlandet giver disnytte i udlandet og emissioner fra kilder i Danmark giver disnytte i Danmark.

Værdisætningen af emissioner i det internationale perspektiv er foretaget med danske emissionsværdier. Det har ikke ligget inden for opgavens rammer at beregne i hvilke lande, de forskellige udledningsændringer vil ske, samt at fremskaffe et datasæt for emissionsværdisættelse for de pågældende lande. Der er således tale om et vejledende bud på miljøomkostninger i udlandet.

9.2.5 Allerede afholdte investeringer

Opgørelsen af de samlede anlægsinvesteringer for en behandlingsform afhænger af, hvordan man opgør værdien af eksisterende kapitalapparat. Der er her to alternativer:

- "Bar mark"-antagelsen, hvor alle dele af produktionsanlægget medregnes til de omkostninger, det koster at producere dem.

- "Alternativomkostnings"-antagelsen, hvor eksisterende dele af anlægget opgøres til den værdi, som det vil have under bedste alternative anvendelse.

Denne analyse omhandler en teknikvalgsproblemstilling. Det vil sige, at det skal afdækkes, hvilken af forskellige metoder til håndtering af gipsaffald, som er mest rentabel for samfundet på langt sigt. I forbindelse med analyser af denne type anbefales det i Miljøministeriet (2010), at man ikke medtager allerede afholdte investeringer ud fra en begrundelse af, at man ikke skal være låst af allerede foretagne valg, når man skal beslutte, hvilken teknik der er den bedste. "Bar mark"-antagelsen benyttes derfor i analysen, hvilket betyder at de fulde investeringer ved de forskellige metoder til håndtering af gipsaffald medregnes gennem anvendelse af de løbende prisdata, uanset om de allerede er afholdt eller ej.

9.2.6 Opgørelse af transportafstande og indsamlingsmønstre

Analysen er gennemført med udgangspunkt i de eksisterende transportafstande og indsamlingsmønstre. Det betyder, at behandlingsformernes nuværende affaldsopland danner udgangspunkt for den samfundsøkonomiske vurdering.

Som en følsomhedsanalyse er de samfundsøkonomiske omkostninger opgjort med samme affaldsopland for alle behandlingsformer. Denne analyse illustrerer således, hvordan omkostninger ved de enkelte behandlingsformer vil være, hvis hver af behandlingsformerne med deres nuværende anlæg og udstyr skulle behandle affald fra hele Danmark.

9.2.7 Enhedsomkostninger

Analysen er opbygget, så der tages udgangspunkt i ét ton gipsaffald. Denne tilgang er dels valgt, fordi det er nemmere at fortolke dette resultat end de samlede samfundsøkonomiske omkostninger, og dels fordi den samfundsøkonomiske analyse dermed bedre kan sammenlignes med livscyklusvurderingen, hvor resultaterne ligeledes opgøres per ton gipsaffald.

9.3 Budgetøkonomisk analyse

Opgørelse af den direkte økonomiske påvirkning af de enkelte berørte parter betegnes en budgetøkonomisk analyse. Den budgetøkonomiske analyse omfatter udelukkende de direkte finansielle omkostninger/gevinster, der pålægges forskellige dele af samfundet i forbindelse med affaldshåndteringen, og belyser således de direkte fordelingsmæssige konsekvenser.

De budgetøkonomiske konsekvenser bør opgøres for de forskellige samfundsgrupper, som påvirkes mest markant. I denne analyse omfatter disse potentielt:

- Kommunerne/affaldsselskaberne
- Affaldsproducenter (husholdninger og erhverv)
- Behandlingsvirksomhederne
- Statsfinanserne

Udover ovenstående interessenter vil en række øvrige aktører blive påvirket økonomisk, eksempelvis vognmænd. Påvirkningen af disse aktører er imidlertid af mindre omfang.

Den budgetøkonomiske analyse afdækker de økonomiske konsekvenser for hver enkelt type aktør, som påvirkes af de belyste alternativer.

Med udgangspunkt i den eksisterende danske hvile-i-sig-selv regulering vil omkostningerne ende hos affaldsproducenterne. Den pris, som husholdninger og erhverv betaler for at få behandlet deres gipsaffald, skal nemlig afspejle omkostningerne. Derved vil evt. forøgede omkostninger til indsamling, transport, omlastning og behandling af gipsaffald afholdt af kommune, affaldsselskab eller behandlingsvirksomhed i sidste ende skulle afholdes af affaldsproducenterne (husholdninger og erhverv).

Den budgetøkonomiske analyse koncentrerer sig derfor om at klarlægge, hvordan behandlingsvirksomhederne og affaldsproducenterne påvirkes.

9.4 Scenarier

Der er opstillet fire scenarier, som indgår i analysen. Hvert af scenarierne omfatter en behandlingsform separat:

- **Gipsplader:** Oparbejdning af gipsaffald med henblik på fremstilling af gipspulver til produktion af nye gipsplader.

- **Cement**: Anvendelse af gipsaffald til fremstilling af cement.

- **Kompostering:** Anvendelse af gipsaffald i kompost som næringsstof og strukturmateriale på landbrugsjord.

- **Afdækning**: Anvendelse af gipsaffald som afdæknings- og konturgivende materiale i Tyskland.

10 Beregningsmæssige forudsætninger

I dette kapitel beskrives de beregningsmæssige forudsætninger for den samfundsøkonomiske vurdering. Forudsætningerne er opgjort i faktorpriser, dvs. ekskl. moms og evt. afgifter. Først gennemgås forudsætninger som er forskellige mellem teknologierne (f.eks. transport, restprodukter og teknologi). Dernæst gennemgås forudsætninger, som er ens for teknologierne, f.eks. værdisætning af miljøpåvirkninger samt enhedsomkostninger ved transport, omlastning mv.

10.1 Generelle omkostninger

For at gøre behandlingsformerne så sammenlignelige og standardiserede som muligt benyttes et fælles datagrundlag for transportomkostninger, nemlig DTU Transports "Transportøkonomiske enhedspriser", jf. DTU Transport (2010). Disse angiver afstands- og tidsafhængige enhedsomkostninger for sættevogne og lastbiler med hængere. Virksomhederne har oplyst gennemsnitlige afstande for indsamling og transport. Ved hjælp af disse afstande og enhedsomkostningerne udregnes en standardiseret omkostning for transport for hver enkelt teknologi. Virksomhederne har dog også oplyst deres behandlingsomkostninger med og uden transport. Forskellen herimellem anvendes til kvalitetssikring af den beregnede standardiserede transportomkostning.

Transporten af gipsaffaldet til behandlingsstedet foregår ikke på samme måde for alle behandlingsmetoder. For tre af metoderne indsamles affaldet til omlastningsstationer, hvorefter det omlastes og køres til behandlingsstedet (dette kaldes her transport). For en behandlingsform foregår indsamling og transport med samme køretøj uden omlastning.

COWIs affaldseksperter har skønnet, at omlastningsomkostningerne for gipsaffald er 42 kr/ton baseret på brug af en modtageplads på 1.000 m^2 samt en mindre grabmaskine eller gummiged. På omlastestationen bruges ½ årsværk på håndtering og sortering (svarende til cirka 13 ton/mandtime).

Derudover vil der være en restfraktion af øvrige materialer fra gipsaffaldet, som skal slutdisponeres, f.eks. papirrester, træ, plastic og metal samt isoleringsmateriale. Slutdisponeringen sker typisk ved forbrænding, undtagen for frasorteret metal. For alle teknologier gælder, at der sker en forsortering, hvor en stor del af restfraktionen sorteres fra. Omkostninger til håndtering og transporten af disse restfraktioner medregnes også.

Restfraktionen af papir kan indeholde en varierende mængde affaldsgips, som afhænger af hvor meget gips, der kan udsorteres med behandlingsmetoden. Denne mængde gipspulver vil blive omsat i forholdet 2:1 til røggasrensningsprodukt (RGP) på forbrændingsanlægget[11] og skal specialdeponeres. Omkostningen til

[11] På forbrændingsanlæg renses gipsens svovl ud af røgen ved hjælp af kalk som tilsammen binder sig til ny gips. Det betyder, athalvdelen af gipsen omsættes til røggasrensningsprodukt, mens den anden halvdel omsættes til slagger.

håndtering af røggasrensningsprodukter er fastsat til 370 kr/ton RGP på basis af COWI (2004).

10.2 Driftsøkonomi ved anvendelse til gipsplader

I dette afsnit beskrives omkostningerne til behandling, indsamling og transport af gipsaffald til fremstilling af affaldsgipspulver til anvendelse i produktion af gipsplader. Indledningsvis beskrives substitutionsforholdene for affaldsgipspulver. Ved beregningen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved anvendelse til gipsplader er taget udgangspunkt i Gips Recycling A/S (GR) proces, både hvad angår indsamling og behandling.

10.2.1 Substitution

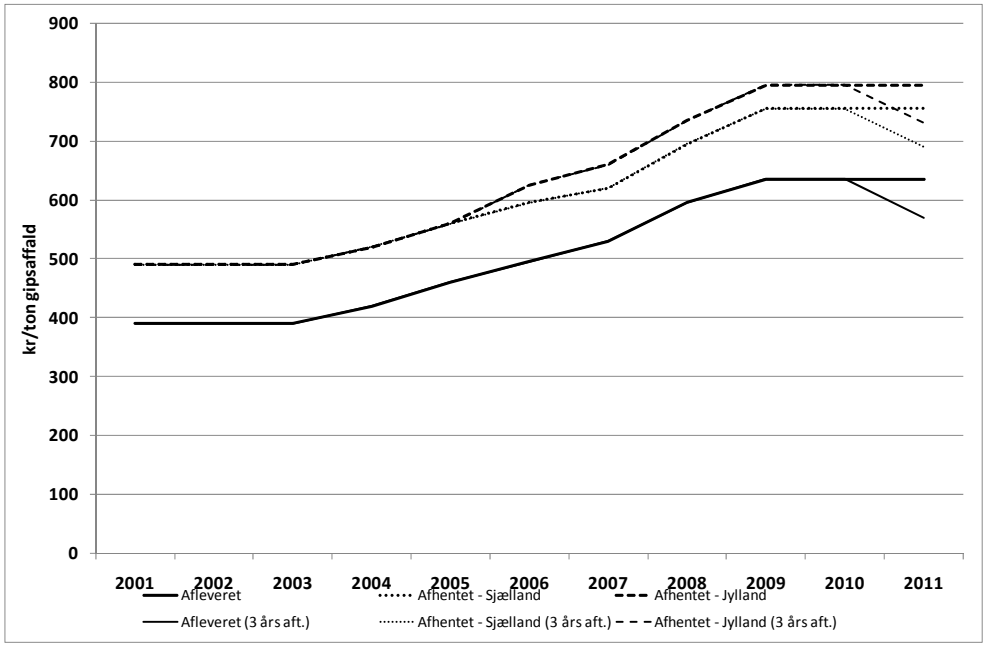
Den danske produktion af kraftværksgips er ikke stor nok til at imødekomme den danske efterspørgsel efter gips og har været og vil fortsat være i kraftig tilbagegang i takt med, at værkerne omstilles fra at fyre med kul til at fyre med gas og biofuels. Derudover har kraftværksgips en meget ensartet kvalitet i forhold til naturgips og har traditionelt altid være billigere i anskaffelse end naturgips. Hvis kraftværksgipsen ikke kunne afsættes til genanvendelse, ville den skulle deponeres, hvilket ikke er forekommet i mange år. Når gipsaffald oparbejdes til affaldsgipspulver, er det derfor oplagt, at affaldsgipsen substituerer import af naturgips, og ikke kraftværksgips produceret regionalt. Se i øvrigt beskrivelsen af substitution i kapitel 4 om kortlægning af livscyklus.

10.2.2 Behandling

GR har af hensyn til deres konkurrencesituation ikke ønsket at give detaljerede oplysninger om omkostningsstrukturen i deres proces. Til gengæld er danske listepriser med og uden transport for 2010 stillet til rådighed, samt tal for den danske prisudvikling siden 2001.

Omkostningerne til GRs proces omfatter energiforbrug, arbejdskraft og afskrivninger på maskinel og bygninger i forbindelse med neddelingsprocessen, flytning af mobile neddelingsanlæg, samt bortskaffelse af restfraktioner og afsætning af oparbejdet gipspulver.

For de udenlandske afdelinger af GR er det oplyst, at de laveste priser, der gives til storkunder ekskl. transport, ligger på 45 €/ton og 40 £/ton ekskl. moms, svarende til 335 kr/ton. Den danske listepris ekskl. transport er 635 kr/ton, med mulighed for rabat på 60 kr/ton for treårige aftaler Hertil fragår eventuelle yderligere rabatter (hvis der skal sammenlignes med de laveste udenlandske kundepriser), som GR ikke har villet oplyse om. GR oplyser, at prisforskellene mellem dansk og udenlandsk produktion bl.a. kan henføres til forskellige afsætningspriser for affaldsgipsen samt forskelle i transportomkostninger. De danske behandlingspriser for gipsaffald fra 2001 til i dag er gengivet i Figur 10.1.



Figur 10.1 Listepriser hos Gips Recycling, 2001-2011 (kr/ton gipsaffald)
Kilde: Oplysninger fra Gips Recycling

GR's behandling består i, at de indsamlede gipsplader frigøres for eventuelle større fremmedelementer såsom store metallister og trækonstruktioner. Dette gøres med en grab. Herefter placeres pladerne i den elektrisk drevne fuldautomatiserede neddelingsmaskine. Denne neddeler pladerne i:

- En ren gipsfraktion i form af tørt pulver, der afsættes til gipspladefabrikker. Denne fraktion udgør 90 % vægt af gipsaffaldet.
- En fraktion bestående af metal, der afsættes til en metalprodukthandler.
- En fraktion af papirrester, gipsrester, tapet, maling og plasticrester mv. der forbrændes på forbrændingsanlæg. Papirresterne udgør ca. 8 % af gipsaffaldet, mens den tilbageværende gips udgør ca. 2 % af gipsaffaldet.

Det oparbejdede gipspulver erstatter naturgips. Samfundsøkonomisk bør gipspulveret derfor værdisættes til omkostningen ved naturgipsen, der kan brydes og transporteres fra Spanien til de danske gipspladefabrikker for omkring 240 kr/ton. Herfra skal trækkes eventuelle ekstra håndteringsomkostninger på gipspladefabrikkerne.

Grunden til, at der kan forekomme ekstra håndteringsomkostninger, er, at det tørre gipspulver ikke har samme struktur som naturgips (en blød stenart) eller kraftværksgips (vådt pulver). Hermed vil det i visse trin af håndteringsprocessen skulle behandles anderledes, og det installerede udstyr vil ikke være gearet til at håndtere affaldsgips optimalt. Dog vil der også kunne forekomme besparelser i håndteringen, da affaldsgips (i modsætning til særligt kraftværksgips) indeholder meget lidt frit vand. Dette vand skal "tørres" væk ved natur- og kraftværksgips.

Affaldsgips og kraftværksgips leveret til aftageren skal således værdisættes til prisen på leveret naturgips fraregnet/tillagt en eventuel forskel i håndteringsomkostninger og korrektion for materialekvalitet Hvis gipspladeproducenterne, som modtager genbrugs- og kraftværksgips, betaler mindre (eller modtager penge for at aftage) end håndteringsomkostninger og kvalitetsforskelle berettiger til, er der tale om enten at kraftværker og gipsaffaldsproducenter subsidierer forbrugere af gipsplader, eller at

gipspladeproducenterne modtager en overnormal profit som kompensation for, at de har været villige til at prøve at tilrette deres produktion til den nye råvaretype.

Det har ikke været muligt at skaffe sikre oplysninger om gipspladefabrikkernes håndteringsomkostninger eller betaling for affaldsgipspulver. Det er dog et indtryk (bl.a. fra samtaler med aktører i branchen, men også på baggrund af f.eks. Konkurrencestyrelsen (2001)), at gipspladefabrikkerne har mulighed for at tage betaling for at bruge affaldsgips, frem for at betale for det, som tilfældet er med naturgips. Dette er en konsekvens af, at gipspladefabrikkerne har et såkaldt geografisk baseret lokalt monopol[12] på at aftage affalds- og kraftværksgips, fordi transportomkostningerne til alternativ afsætning til f.eks. cementproducenter og gipspladeproducenter i udlandet er relativt store. Desuden findes der kun 3 danske aftagere af affalds- og kraftværksgips (Gyproc, Knauf-Danogips og Aalborg Portland[13]), hvilket giver yderligere anledning til brug af markedsmagt i prissætningen (oligopol) på kraftværks- og affaldsgips.

Den samfundsøkonomiske værdi af naturgips leveret hos gipspladeproducenterne er 240 kr/ton, og de ekstra håndteringsomkostninger på gipspladefabrikkerne er vurderet til 50 kr/ton, dvs. nettoværdien er 190 kr/ton affaldsgipspulver. Med en restfraktion på 10 % vægt svarer dette til 171 kr/ton gipsaffald, som senere kan fratrækkes de samfundsøkonomiske omkostninger. Hvis gipspladeproducenternes gevinst overføres til udenlandske aktører (begge danske gipspladefabrikker er ejet af udenlandske selskaber), kan de 171 kr/ton ikke fratrækkes de samfundsøkonomiske omkostninger, da de ikke længere udgør en transferering til danske aktører. Dette undersøges i en følsomhedsanalyse.

På basis af ovenstående oplysninger er det valgt at anvende nedenstående værdier for den budgetøkonomiske omkostning ved behandling af gipsaffald til fremstilling af affaldsgipspulver.

Tabel 10.1 Anvendte behandlingsomkostninger for gipsaffald til fremstilling af affaldsgipspulver, faktorpris kr/ton, 2010-priser

	Minimum	Maksimum	Central
Behandlingsomkostning	506	633	575

Kilde: Egne skøn på baggrund af oplysninger fra Gips Recycling A/S.
Note: Det centrale skøn, hvis gipspladeproducenterne overfører eventuel overnormal profit til udenlandske ejere, svarer til 746 kr/ton.

Behandlingsomkostningen er defineret som den pris, som GR tager for behandlingen, men omfatter ikke salg af affaldsgipspulver, der opgøres særskilt. Det centrale skøn for behandlingsomkostning ekskl. indtægter fra salg af gipspulver fremkommer ud fra en formodning om, at GR ikke modtager penge for affaldsgipsen fra gipspladeproducenterne, hvorfor dagens listepris (635 kr/ton) inkl. rabat (60 kr/ton) kan anvendes direkte.

Minimumsskønnet for behandlingsomkostningerne ekskl. salg af gipspulver er beregnet ud fra en tilbudspris for europæiske storkunder på 45 €/ton ekskl. moms

[12] Teknisk set kaldes monopol på aftagning af varer for et monopsoni. Årsagen til monopsoniet er, at det danske marked kun levner plads til et begrænset antal gipspladeproducenter, og at de derved fremkomne leveringsafstande for råmaterialer er store nok til at de kan udnyttes i gipspladefabrikkernes forhandlingsposition om priser på genbrugs- og kraftværksgips.

[13] Aalborg Portland aftager ikke affaldsgips (muligvis pga. en eksisterende aftale med en leverandør af kraftværksgips), men kunne principielt set gøre det. Derfor bør tælles Aalborg Portland tælles med som potentiel aftager af affaldsgips.

svarende til 335 kr/ton. Dette beløb svarer i princippet til nettoomkostningerne (inkl. ”normal profit”), dvs. behandlingsomkostninger minus indtægter. Her er det antaget, at gipspulveret kan sælges til 190 kr/ton. Med 90 % gipspulver af gipsaffaldet bliver selve behandlingsomkostningen 171 kr/ton større, dvs. 506 kr/ton gipsaffald.

Maksimumsskønnet er pga. manglende viden om usikkerheden sat skønsmæssigt til +10% af det centrale skøn.

Det er tænkeligt, at GR benytter sin konkurrencesituation på det danske marked til at opnå en overnormal profit. Af regnskabsoplysningerne fremgår det da også, at overskuddet i det danske moderselskab anvendes til opbygning af forretningen i udlandet, samt forrentning af selskabets udviklingsaktiviteter for behandlingsmetoden. Overskuddet i moderselskabet hidrører dog også fra salg af licenser og teknologi. Samlet set er det vanskeligt at danne sig et overblik over de danske behandlingsomkostninger ud fra regnskabstallene.

GR's eventuelle overnormale profit skal ikke tælles med i de samfundsøkonomiske omkostninger, men bør i dette tilfælde ses som en belønning til investorer (teknisk kaldet en transferering), som har udviklet ny miljøteknologi. At danske forbrugere betaler højere priser for nyudviklede løsninger med en mere attraktiv miljøprofil har mange fortilfælde, f.eks. vindmøller.

10.2.3 Indsamling og transport

Indsamling og transport foregår hos Gips Recycling A/S (GR) ved, at en lastbil med grab kører en såkaldt "mælkerute" mellem en række indsamlingssteder, f.eks. genbrugsstationer eller private kunder. Lastbilen kører også med hænger, så dens samlede læssekapacitet er 25 tons/læs. Rutens længde er i gennemsnit 200 km fra start til slut. Det vil sige, at for hver gang der indsamles 25 tons gipsaffald, kører denne lastbil 200 km. Omkostningerne for de 200 km kørsel fordeles ligeligt ud på de 25 ton.

GR benytter sig af mobile neddelingsanlæg i fragtcontainerstørrelse, som kan køres på en almindelig containerlastbil. Disse anlæg er meget dyre i anskaffelse.For at opnå den bedst mulige kapacitetsudnyttelse transporteres de derhen, hvor gipsaffaldet befinder sig, frem for at transportere store mængder gipsaffald over længere afstande til fast placerede anlæg. GR har tre af disse anlæg i Europa, dækkende over drift i Danmark, Norge, Sverige, Holland, Storbritannien og Irland.

Til produktion af gipspulver (her benævnt slutprodukt) i Danmark bruges et mobilt anlæg, som producerer i enten Kalundborg eller Hobro. I Hobro produceres lige ved siden af gipspladefabrikken DanoGips, mens der er 4 km mellem gipspladefabrikken Gyproc og GR's neddelingssted i Kalundborg. Den gennemsnitlige afstand for transport af slutprodukt er således 2 km, som køres med 25 ton per læs.

Den største mængde restprodukt består af karton fra gipspladerne. Denne køres til forbrænding. Den gennemsnitlige afstand er 100 km, og læsstørrelsen er 20 tons (papirfraktionen har en lidt lavere massefylde). De forholdsvis små restfraktioner af metal afsættes til nærliggende metalproduktvirksomheder.

Det har ikke været muligt at indhente information om returkørsel af rest- og slutprodukter. De angivne oplysninger indeholder ikke omkostninger til returkørsel i det tilfælde, at returkørslen er med tom lastbil.

Forudsætningerne om indsamling og transport ved fremstilling af gipspulver er opsummeret i Tabel 10.2.

Tabel 10.2 Forudsætninger om transport ved produktion af gipspulver, faktorpris kr/ton, 2010-priser

		Indsamling	Transport
Fra	sted	Genbrugs-stationer mv.	-
Til	sted	Kalundborg eller Hobro	-
Læsstørrelse (kapacitet)	ton/læs	25	0
Rutelængde	km/læs	200	0
Tidsforbrug	min./læs	300	0
Omkostning	kr/ton	94	0

Kilde: Oplysninger fra Gips Recycling A/S.
Note: Omkostningerne er beregnet ud fra de angivne transportafstande og enhedsomkostninger fra DTU Transports "Transportøkonomiske enhedspriser".

De ovenfor nævnte omkostninger til transport af restprodukt og slutprodukt er allerede indregnet i behandlingsprisen og skal derfor ikke indgå. Det kan bemærkes, at omkostningen til transport fra genbrugsstationerne er beregnet til at være lavere med de benyttede samfundsøkonomiske nøgletal, end hvad der fremgår af forskellen mellem virksomhedens listepris med og uden afhentning.

10.3 Driftsøkonomi ved anvendelse i cement

I dette afsnit beskrives omkostningerne til behandling, indsamling og transport af gipsaffald ved anvendelse i cement. Indledningsvis beskrives substitutionsforholdene for affaldsgipspulver. Ved beregningen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved produktion af gipspulver til cementproduktion er der taget udgangspunkt i oplysninger fra Vestforbrænding og Combineering A/S om transport og listepriser fra PR-Slamsugning (PRS) i Sverige, som har et neddelingsanlæg for gipsplader i det sydlige Sverige.

10.3.1 Substitution

I Sverige fyres der næsten ikke med kul, og derfor er der kun meget lidt kraftværksgips til rådighed. Gips er en nødvendig ingrediens i cementproduktion som regulerer betonens størkningsegenskaber. Det er valgt, at affaldsgips her substituerer naturgips. Se i øvrigt beskrivelsen af substitution i kapitel 4 om kortlægning af livscyklus.

10.3.2 Behandling

Omkostningerne til anvendelse i cementproduktion omfatter forsortering, neddeling og eftersortering af gipsen, herunder arbejdskraft og energi, samt slid, reparationer og afskrivning på maskiner. Derudover medregnes omkostninger til bortskaffelse af papirrester og metalskrot.

PRS' behandlingsform resulterer i de samme fraktioner som GR's, men metoden er ikke lige så automatiseret som GR's. Det betyder et højere indhold af manuel arbejdskraft. Det er antaget, at restindholdet af gips er det samme som i GR's proces, dvs. 2 %, og papirindholdet er 8 %, dvs. samlet 10 % restfraktion. En anden væsentlig forskel er, at PRS' anlæg er stationært og beliggende 300 km fra den

danske grænse. Ifølge oplysninger fra Combineering A/S er PRS' behandlingspris ekskl. transport 610 SEK/ton ekskl. moms svarende til 488 kr/ton.

Endelig afsættes affaldsgipsen til en nærliggende cementfabrik, hvor den bruges i cementproduktionen. I Sverige bruger kraftværkerne typisk brændsler med meget lavt svovlindhold (vandkraft, A-kraft, naturgas og biobrændsler), så derfor er der næsten intet kraftværksgips til rådighed for cementproduktion. Det er derfor sandsynligt, at affaldsgipsen har en mere attraktiv pris i Sverige end i Danmark.

På basis af ovenstående oplysninger er det valgt at anvende nedenstående værdier for den samfundsøkonomiske omkostning ved behandling af gipsaffald til fremstilling af affaldsgipspulver.

Tabel 10.3 Anvendte behandlingsomkostninger for gipsaffald til anvendelse i cement, faktorpris kr/ton, 2010-priser

	Minimum	Maksimum	Central
Behandlingsomkostning	439	537	488

Kilde: Oplysninger fra Combineering A/S og egne skøn.

Den centrale omkostning til anvendelse i cementproduktionen er den pris, som det svenske anlæg tager for at modtage gipsaffaldet. Dette afspejler den samfundsøkonomiske omkostning med en dansk afgrænsning. Der har ikke været oplysninger til rådighed, som indikerer usikkerheden på afsætningsprisen, og det er derfor valgt at anvende -/+ 10% for hhv. lavt og højt skøn.

10.3.3 Indsamling og transport

Vestforbrænding varetager indsamlingen af gipsaffald fra en række genbrugsstationer i hovedstadsområdet. Affaldet køres fra genbrugsstationerne til en omlastestation i Frederikssund. Det er skønnet, at den gennemsnitlige læsstørrelse herved er 4 ton/læs og den gennemsnitlige kørselsafstand er 55 km/læs, samt at tidsforbruget hertil er 65 minutter/læs. Omkostningen til omlastning er af COWI skønnet til 42 kr/ton.

Fra omlastestationen i Frederikssund køres til Stenstorp i Sverige, omkring 300 km nord for Helsingborg. Her ligger et immobilt neddelingsanlæg ejet af PRS, som kan oparbejde gipsaffaldet til gipspulver.

Herfra afsættes gipspulveret (slutprodukt) til CEMENTA, en cementfabrik beliggende i Skövde knap 20 km. derfra.

Restfraktionen af papir og træ afsættes også i Skövde til forbrænding på forbrændingsanlægget Värmekällen under Skövde Värmeverk. De forholdsvis små restfraktioner af metal afsættes til nærliggende metalproduktvirksomheder.

Forudsætninger om transport i forbindelse med anvendelse af gipsaffald til cementproduktion er opsummeret i Tabel 10.4.

Tabel 10.4 Forudsætninger om transport ved anvendelse til cementproduktion, faktorpris kr/ton, 2010-priser

		Indsamling	Transport
Fra	sted	Genbrugsstationer mv.	Frederikssund
Til	sted	Omlastestationer	Stenstorp
Læsstørrelse (gennemsnit)	ton/læs	4	29
Rutelængde	km/læs	55	376
Tidsforbrug	min./læs	65	300
Omkostning	Kr/ton	144	150

Kilde: Oplysninger fra Vestforbrænding og Combineering A/S. Oplysninger om færgetakster for Helsingør-Helsingborg fra Scandlines hjemmeside.
Note: Omkostningerne er beregnet ud fra de angivne transportafstande og enhedsomkostninger fra DTU Transports "Transportøkonomiske enhedspriser".

De ovenfor nævnte omkostninger til transport af restprodukt og slutprodukt er allerede indregnet i behandlingsprisen og skal derfor ikke indgå.

10.4 Driftsøkonomi ved anvendelse i kompost

I dette afsnit beskrives omkostningerne til behandling, indsamling og transport af gipsaffald til anvendelse i kompost. Indledningsvis beskrives substitutionsforholdene for affaldsgipspulver. Ved beregningen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved brug af gipsaffald til kompost er der taget udgangspunkt i oplysninger fra Freiberg & Jespersen A/S (F&J) samt øvrige oplysninger om indsamlingsomkostninger.

10.4.1 Substitution

F&J oplyser, at man hverken ville anvende naturgips eller kraftværksgips til kompostbrug i stedet for affaldsgips, idet naturgips er for dyrt til formålet, og kraftværksgips har et for højt indhold af svovl. Se i øvrigt beskrivelsen af substitution i kapitel 4 om kortlægning af livscyklus.

Den anbefalede mængde er maksimalt 50 kg/ha, og generelt anslås det, at danske jorde har et behov for tilførsel af svovl. Generelt gælder det, at landmændene kan have et yderligere behov for gødskning med andre gødningsstoffer end kompost for at få balanceret de enkelte næringsstoffers mængdeforhold.

F&J oplyser derudover at:

- Tilsætning af gipsrester giver en bedre jordstruktur.
- Gipsholdig gødning kan være gavnlig på jorde, som har været oversvømmet med saltvand.
- Gipsresterne har en positiv effekt på de biologiske effekter i komposteringsprocessen.
- Man skønner, at svovlnedfald på danske marker er faldet fra 40 til 10 kg/ha som følge af svovlrensning på kraftværker.

- Der udbringes 10-15 tons kompost per hektar. Med det oplyste svovlindhold på 17 kg/ton kompost giver udspredningen 170-255 kg svovl/ha.[14]
- Det umiddelbart plantetilgængelige svovl er betinget af gipsens opløselighed i vand, som under ideelle forhold er 0,21%.
- Dette nedbringer det umiddelbart plantetilgængelige svovl til 2,1 kg/ha[15], mens yderligere svovl vil blive tilgængeligt over tid.

Der synes således at være tale om, at der tilføres op til 5 gange mere svovl end umiddelbart nødvendigt for et års plantevækst. Dette resterende svovl bliver til en reserve, som over tid enten vil blive plantetilgængelig eller udvasket til grundvandet afhængigt af, hvor hurtigt den vil blive tilgængelig i forhold til planternes vækst. Dette afhænger af de konkrete jord- og vækstforhold. En vurdering heraf har ikke ligget inden for rammerne af nærværende opgave. Hvis dette forhold anses som problematisk, bør der foretages yderligere undersøgelser heraf, som eventuelt vil kunne bruges til officielle anbefalinger om gipsindhold i kompost.

På denne baggrund konkluderes det, at brugen af gips i kompost samfundsøkonomisk set muligvis kan substituere svovlkomponenten i handelsgødning, men at der også kan være et problem med udvaskning af sulfater til grund- og overfladevandet.

På grund af usikkerhederne om optagelsen af svovl og den manglende betaling for kompost er det valgt at værdisætte en eventuel substitution til 0 kr/ton gips. Der er endvidere anført andre nyttige effekter af at tilsætte gips til kompost. Disse har ikke kunnet værdisættes på grund af manglende viden om de konkrete effekter. Endelig er en eventuel udvaskning af sulfat til grundvandet heller ikke værdisat som følge mangel på viden om den konkrete udvaskning såvel som mangel på en samfundsøkonomisk enhedsomkostning for udvaskning af sulfat til grundvandet.

10.4.2 Behandling

F&J har af hensyn til deres konkurrencesituation ikke ønsket at give detaljerede oplysninger om omkostningsstrukturen i deres proces. F&J oplyser, at behandlingsprisen for gipsaffald afleveret på deres anlæg er 300 kr/ton ekskl. moms. Hvis affaldet skal afhentes på en omlastestation, er afhentningsprisen 365 kr/ton ekskl. moms.

Omkostningerne til F&J's proces omfatter forsortering, neddeling og eftersortering af gipsen, herunder arbejdskraft og energi, samt slid, reparationer og afskrivning på maskiner og bygninger. Derudover er processen forbundet med omkostninger til bortskaffelse af papirrester og metalskrot. Endelig sker der en iblanding med øvrige

---

[14] Dette kan ses i forhold til en anbefalet udbringning på op til 50 kg S/ha for almindelige marker, jf afsnit 4.6.2. Svovlbehov er meget lokalt betinget på enkeltmarker eller dele af marker og er også bestemt af afgrødevalget.

[15] Komposten indeholder 17 kg svovl/ton, bestemt som S, bundet i gips. Dette svarer til at komposten indeholder 91 kg gips/ton. (17/32*172=91). Heraf er 0,21 % vandopløseligt, det svarer til, 0,19 kg gips/ton kompost, hvoraf sulfatdelen umiddelbart er plantetilgængeligt. Sulfatandelen udgør ca. 71 % af den opløste gips. (96*100/136=70,6) Det betyder, at 1 ton kompost bidrager med 0,14 kg plantetilgængeligt sulfat. Ved en kompostdosering på 15 ton/ha medfører det, at der i alt doseres ca. 2,1 kg sulfat, som umiddelbart er plantetilgængeligt. Den resterende gipsmængde udgør en svovlreserve i jorden og den vil over tid ligeledes blive plantetilgængeligt, både i indeværende og i kommende dyrkningsperioder.

kompostelementer, en kort efterkompostering, transport og spredning på landbrugsjord.

Ud fra de angivne oplysninger kan man ikke udregne en entydig samfundsøkonomisk omkostning ved anvendelse af gipsaffald i kompost. Det skyldes at komposten er sammensat af flere affaldstyper til genanvendelse, som f.eks. haveaffald, bundaske fra biobrændselfyrede kraftvarmeværker og slam fra rensningsanlæg. Disse affaldstyper modtages også mod betaling, og derfor er det ikke muligt entydigt at fordele omkostninger på disse forskellige typer.

F&J's behandlingsform resulterer i de samme fraktioner som GR's, men metoden er ikke lige så automatiseret som GR's. Det betyder et større forbrug af manuel arbejdskraft og et højere indhold af gipsrester i papirfraktionen. Restindholdet af gips i papirfraktionen ligger ifølge en analyse fra Haderslev Forbrændingsanlæg i Marstrup på 3 % vægt.

En anden væsentlig forskel er, at F&J's anlæg er stationært. Selvom hverken F&J eller GR har ønsket at fremlægge detaljerede oplysninger om produktionsomkostningerne, synes det rimeligt at antage, at F&J's anlæg har mindre kapitalomkostninger end GR's, mens omkostninger til manuel håndtering sandsynligvis er højere.

F&J's neddelingsmetode resulterer i en gipspulverfraktion, der ifølge F&J generelt er ren nok til, at den kan afsættes til gipspladeproducenter. Dette er sket ved en enkelt lejlighed.

F&J tager prøver af alle kompostproduktioner og sikrer, at de overholder grænseværdierne forbundet med udspredning på markarealer. Gipspulveret prøvetages på kvartalsmæssig basis før sammenblanding med de øvrige kompostfraktioner. Det kontrolleres ikke, om gipsaffaldet er prøvetaget ved indsamling på f.eks. genbrugsstationer.

Det fremgår af reglerne i slambekendtgørelsen, at affaldsproducenten[16] skal sikre, at affaldet – i dette tilfælde gipsaffald – bliver prøvetaget og analyseret inden sammenblanding eller anvendelse. Indsamlingen af gipsaffald kan ske fra genbrugsstationerne og private affaldsproducenter til omlastestationer. Genbrugsstationerne bliver affaldsproducent, hvilket betyder, at gipsaffaldet inden sammenblanding med andet gipsaffald, skal prøvetages og analyseres, På omlastestationer kan der ske en sammenblanding af gipsaffald med andet gipsaffald, hvilket betyder, at omlastestationerne bliver affaldsproducent, og dermed skal gipsaffaldet prøvetages og analyseres inden sammenblandingen. Hos F&J tilsættes gipsaffaldet til andre affaldstyper, hvilket medfører, at F&J bliver affaldsproducent, og at gipsaffaldet skal prøvetages og analyseres inden sammenblanding/tilsætning.

Der skal tages en repræsentativ prøve for leverede læs fra erhvervsdrivende på genbrugsstationerne. Antagelsesvist kunne man forestille sig, at der skulle tages 5 prøver for hver gang en række erhvervsdrivende samlet afleverede et ton[17] (dvs.

---

[16] En affaldsproducent er defineret som enten den oprindelige producent af affaldet (f.eks. en håndværker, der afleverer gips på en genbrugsplads), genbrugspladsen selv (fordi affald fra forskellige affaldsproducenter sammenblandes), en transportør af affald, som sammenblander affald fra flere kilder, eller en aftager af affald, som også sammenblander affaldet.

[17] Dette ville formentlig være et underkantsskøn hvis der udelukkende var tale om levering på genbrugspladser. Da der også leveres større læs fra erhvervsdrivende direkte til genbrugsstationer,

17.500 kr/ton) samt for hver container af 4 ton affald (0,25 prøve per ton dvs. 875 kr/ton) svarende til 18.375 kr/ton. Sammen med prøven af 33 ton læsset (dvs. 106 kr/ton ved 3.500 kr/prøve) ville den samlede prøvetagningsomkostning således løbe op i 18.481 kr/ton.

I nogle tilfælde vil der således være tale om, at affaldsmængderne skal prøvetages af de enkelte affaldsproducenter. I andre tilfælde vil man med henvisning til affaldets ensartethed kunne nøjes med færre prøver. Afhængigt af affaldets beskaffenhed vil man i bedste fald kunne nøjes med en kvartalsvis prøvetagning af affaldet (sådan som det foregår hos F&J i dag). Under andre omstændigheder vil man skulle prøvetage hvert læs, der ankommer til F&J 's behandlingsanlæg, dvs. en prøve for hver 33 ton. I værste fald vil man skulle prøvetage læs, som erhvervsdrivende afhænder på genbrugsstationen, samt enkeltcontainere før de sammenblandes, samt de enkelte læs, der køres til F&J. Det har ikke ligget inden for opgaven at vurdere, om F&J lever op til prøvetagningskravene.

En prøvetagning af gipsaffald i henhold til slambekendtgørelsens bilag 5 koster 5.000 kr/prøve, men med mulighed for stordriftsrabat ned til 3.500 kr/prøve[18]. Hvis der skal prøvetages for hvert læs på 33 tons, vil prøvetagningsomkostningen være 152 kr/ton.

Modsat afsætning til gipspladefabrikker kan F&J vælge at afsætte til mange forskellige landmænd. Det betyder, at der ikke kan være tale om monopolprissætning fra landmændenes side. Det forhold, at F&J må betale landmændene for at modtage komposten, taler for, at landmændene finder, at komposten er behæftet med ulemper så store, at de mindst svarer til prisen på kunstgødning med samme næringsindhold. Derfor vurderes det, at selvom komposten har samme næringsmæssige værdi som kunstgødning, værdisættes restriktionerne ved anvendelse af kompost indeholdende spildevandsslam, jf. slambekendtgørelsen, af landmændene til at være så stor en ulempe, at komposten må siges at have en samfundsøkonomisk erstatningsværdi for kunstgødningen på nul kroner per ton. Det har ikke været muligt at værdisætte denne størrelsesorden og dermed afgøre om landmanden tjener penge på kompostudbringningen.

På basis af ovenstående oplysninger er det valgt at anvende nedenstående værdier for den samfundsøkonomiske omkostning ved anvendelse af gipsaffald i kompost.

Tabel 10.5 Anvendte behandlingsomkostninger for gipsaffald til anvendelse i kompost, faktorpris, 2010-priser

	Minimum	Maksimum	Central
Behandlingsomkostning	300	18.811	18.781

Kilde: Egne beregninger.
Note: Den central værdi på 18.781 kr/ton fremkommer som summen af prøvetagningsomkostningen på 18.481 kr/ton og behandlingsprisen på 300 kr/ton.

Minimumsskønnet afspejler omkostningerne ved produktionen, som den er i dag. I det centrale skøn medregnes omkostningerne til prøvetagning jf. slambekendtgørelsens krav som fortolket af Miljøstyrelsen. Der har ikke været oplysninger til rådighed, som indikerer usikkerheden på denne værdi, og det er derfor valgt at anvende +10% på behandlingsomkostningerne eksklusiv

antages dette at være repræsentativt for den gennemsnitlige afleveringsmængde. Der er i alle tilfælde tale om et illustrativt skøn.

[18] Kilde: Eurofins Miljø. F&J oplyser, at deres prøveomkostninger er 10.000 kr/prøve.

prøvetagning for det høje skøn. Derudover er F&J's listepris bedste bud på de øvrige samfundsøkonomiske omkostninger ved kompostering.

10.4.3 Indsamling og transport

Indsamlingen af gipsaffald sker fra en række genbrugsstationer og private affaldsproducenter i Danmark til omlastestationer placeret forskellige steder i landet.

F&J er ikke involveret i indsamlingen af affald til omlastestationerne. I lighed med de øvrige behandlingsmetoder, hvor indsamling og transport er adskilt, er det antaget, at den gennemsnitlige læsstørrelse ved indsamlingen er 4 ton/læs. Den gennemsnitlige kørselsafstand er 55 km/læs (inkl. tom returkørsel), samt et tidsforbrug på 65 minutter/læs inkl. på- og aflæsning. Omkostningen til forsortering og omlastning er som nævnt skønnet af COWI til 42 kr/ton. Som alternativ vil der også blive vurderet indsamling med en hænger på containerlastbilen, dvs. 2 containere. Denne indsamlingsmåde er kun attraktiv i tæt befolkede områder, hvor der er mulighed for at afhente to containere på samme eller tætliggende afhentningssteder.

F&J oplyser, at transport af affald fra omlastestationen til deres anlæg i Agerskov i Sønderjylland sker med lastbil med 33 tons kapacitet. Den gennemsnitlige afstand for transporten er opgivet til 150 km/læs.

Slutproduktet af F&Js behandlingsform er kompost. Denne udbringes også med lastbiler med en kapacitet på 33 tons. Ydermere står F&J for udspredningen af komposten på markerne.

F&J's oparbejdningsproces giver også anledning til produktion af restprodukter, nemlig en metalfraktion som afsættes til en lokal metalprodukthandler, samt en fraktion af papir, plast og andet, der sendes til forbrænding i Marstrup nær Haderslev.

Forudsætningerne om transport til kompostering er opsummeret i tabel 10.6. Det fremgår, at omkostninger til indsamling (som ikke er oplyst af F&J, men baseret på oplysningerne om indsamlet om cement) er skønnet af COWI til 144 kr/ton. Heri er ikke indregnet omlastningsomkostningerne på 42 kr/ton, som der redegøres for separat.

Tabel 10.6 Forudsætninger om transport ved anvendelse til kompostering, faktorpris kr/ton, 2010-priser

		Indsamling	Transport
Fra	Sted	Genbrugsstationer mv.	Midtjylland
Til	Sted	Omlastestationer	Agerskov
Læsstørrelse	ton/læs	4	33
Rutelængde	km/læs	55	100
Tidsforbrug	min./læs	65	120
Omkostning	kr/ton	144	45

Kilde: Freiberg & Jespersen A/S og DTU Miljø (indsamling).
Note: Omkostningerne er beregnet ud fra de angivne transportafstande og enhedsomkostninger fra DTU Transports "Transportøkonomiske enhedspriser".

De ovenfor nævnte omkostninger til transport af restprodukt og slutprodukt er allerede indregnet i behandlingsprisen og skal derfor ikke indgå. Omkostningen til transport fra omlastning er skønnet lavere med de benyttede samfundsøkonomiske

nøgletal, end hvad der fremgår af forskellen mellem virksomhedens listepris med og uden afhentning.

10.5 Driftsøkonomi ved anvendelse til afdækning

I dette afsnit beskrives omkostningerne til behandling, indsamling og transport af gipsaffald til anvendelse til afdækning på slaggebjerget i Sehnde, syd for Hannover i Tyskland. Det har ikke været muligt at indhente oplysninger om omkostninger til slaggebjergene i Thüringen.

Indledningsvis beskrives substitutionsforholdene for affaldsgipspulver. Ved beregningen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved brug af gipsaffald til afdækning er der taget udgangspunkt i oplysninger fra DanBørs A/S (DB) samt øvrige oplysninger om indsamlingsomkostninger.

10.5.1 Substitution

Firmaet, der står for afdækningen i Sehnde, oplyser, at eksperimenter har vist, at gipsplader er mest effektive til formålet i forhold til stabilisering af afdækningen. Eksperimenterne er imidlertid hemmelige, så påstanden kan ikke dokumenteres. Fra andre virksomheder, der afdækker slaggebjerge, er det oplyst, at gipsen substituerer jord og byggeaffald. Det er således uklart, hvilke materialer der substitueres ved brug af gipsplader til afdækningsformål på slaggebjergene. Se i øvrigt beskrivelsen af substitution i kapitel 4 om kortlægning af livscyklus.

Uden yderligere dokumentation vil det ikke kunne afgøres, hvilke materialer gips substituerer. To oplagte kandidater er dog jord/byggeaffald eller naturgips. På grund af denne usikkerhed er det valgt ikke at værdisætte en eventuel substitution. I stedet udgør behandlingsomkostningen den samfundsøkonomiske omkostning for danske affaldsproducenter.

10.5.2 Behandling

Der pålægges gipspladerne et administrationsgebyr og gatefee på 123 kr/ton ekskl. moms. Med transport fra en omlastestation angiver DanBørs, at afhentningsprisen er 298 kr/ton ekskl. moms.

Behandlingsomkostningerne er sammensat af arbejdskraft, brændstof og afskrivninger til jordarbejdsmaskiner. Det har ikke været muligt at skaffe oplysninger om den præcise sammensætning af omkostningerne.

Der kan også tænkes at være et element af prissætning i det oplyste gatefee, sådan at den ikke afspejler behandlingsomkostningerne, men i stedet er indrettet efter affaldskundernes betalingsvillighed for at komme af med affald. På det foreliggende informationsgrundlag kan dette element dog ikke vurderes. Idet behandlingen foregår i Tyskland, vil det med en dansk afgrænsning alene være prisen, som er afgørende for den samfundsøkonomiske omkostning.

På basis af ovenstående oplysninger er det valgt at anvende nedenstående værdier for den samfundsøkonomiske omkostning ved behandling af gipsaffald til afdækning.

Den centrale omkostning til anvendelse i afdækning er den pris, som det tyske anlæg tager for at modtage gipsaffaldet. Der har ikke været oplysninger til

rådighed, som indikerer usikkerheden på afsætningsprisen, og det er derfor valgt at anvende -/+ 10% for hhv. lavt og højt skøn.

Tabel 10.7 Anvendte behandlingsomkostninger for gipsaffald til anvendelse til afdækning, faktorpris, 2010-priser

	Minimum	Maksimum	Central
Behandlingsomkostning	111	135	123

Kilde: Oplysninger fra DanBørs og egne skøn.

10.5.3 Indsamling og transport

Indsamlingen af gipsaffald sker fra en række genbrugsstationer og private affaldsproducenter i Danmark til omlastestationer placeret forskellige steder i landet. DB er ikke involveret i indsamlingen af affald til omlastestationerne, og den gennemsnitlige læsstørrelse ved indsamlingen er derfor sat til 4 ton/læs og den gennemsnitlige kørselsafstand er 55 km/læs ligesom for cementproduktion. Derudover er det vurderet, at tidsforbruget hertil er 65 minutter/læs. Omkostningen til omlastning er af COWI skønnet til 42 kr/ton.

DB oplyser, at transport af affald fra omlastestationen til slaggebjerget i Sehnde sker med lastbil med 25 tons kapacitet. Den gennemsnitlige afstand for transporten er opgivet til 483 km fra København. Herfra skal der dog lægges 1.895 kr/tur til færgeoverfart mellem Rødby og Puttgarten.

DanBørs kører ikke og har ikke kørt gipsaffald til slaggebjergene i Thüringen, og kan derfor ikke oplyse om gatefees. Det er antaget, at gatefee og indsamlingsomkostninger omkostninger er de samme som i Sehnde. Afstande og tidsforbrug til Thüringen er indsamlet af COWI.

Ved brugen af gipsplader til afdækningsformål forekommer der ikke restprodukter, ud over hvad der er fjernet under forsorteringen. Der er heller ikke noget slutprodukt, som skal transporteres væk. Der er således ikke nogen transport efter behandlingen forbundet med slutprodukt eller restprodukt.

Tabel 10.8 Forudsætninger om transport ved anvendelse til afdækning, faktorpris kr/ton, 2010-priser

		Indsamling	**Sehnde**	**Thüringen**
Fra	sted	Genbrugsstationer mv.	Kbh-Rødby	Kbh-Rødby
Til	sted	Omlastestationer	Sehnde	Thüringen
Læsstørrelse	Ton/læs	4	24,6	24,6
Rutelængde	Km/læs	55	483	650
Tidsforbrug	min./læs	65	357	480
Omkostning	kr/ton	144	238	288

Kilde: DanBørs og DTU Miljø (indsamling).
Note: Omkostningerne er beregnet ud fra de angivne transportafstande og enhedsomkostninger fra DTU Transports "Transportøkonomiske enhedspriser" samt de nævnte omkostninger til færgeoverfart.

Omkostningen til transport fra omlastning er skønnet lavere med de benyttede samfundsøkonomiske nøgletal, end hvad der fremgår af forskellen mellem virksomhedens listepris med og uden afhentning.

I modsætning til de øvrige behandlingsformer stiller afsætning til afdækningsformål krav om en vis grad af forsortering. DanBørs oplyser, at man på omlaste- og genbrugsstationerne typisk som del af den daglige rutine flytter større fremmedelementer fra f.eks. en gipspladecontainer til den rette beholder, og at denne forsortering er tilstrækkelig til at honorere de stillede krav. Der er derfor ikke indregnet ekstra forsorteringsomkostninger ved afsætning til afdækning. I de priser, DanBørs afregner med, er der endvidere indeholdt en vis sortering i forbindelse med omlastningen. Det skønnes derfor, at den opgivne behandlingspris også er dækkende for eventuelle ekstra sorteringsomkostninger, som ikke afholdes ved de øvrige behandlingsformer.

DanBørs oplyser, at frasorteringen i omlastningen skønsmæssigt formår at udsortere omkring 90 % af metaldelene i gipsfraktionen. Disse sidder i langt overvejende grad på støtte- og ophængskonstruktioner, som kan fjernes med en grab. Metalrester er generelt skønnet til at udgøre 1 % vægt af gipsaffaldet, dvs. at afdækningsmetoden vil levere 10 kg/ton gipsaffald metalskrot til genanvendelse mindre end de øvrige metoder. Med en skønsmæssig metalskrotværdi på 1.000 kr/ton vil værdien af denne ikke udsorterede mængde være 10 kr/ton gipsaffald. Det er oplyst, at omkostningen til sortering er indeholdt i DanBørs listepris.

10.6 Værdisætning af eksternaliteter

I dette afsnit beskrives de anvendte værdier til værdisætning af miljøeffekter.

10.6.1 Værdisætning af miljøeffekter

Luftemissioner er generelt det område, som er bedst dækket af estimater for enhedsomkostningerne sammenlignet med de øvrige miljøeffekter fra affaldsbehandling. De anvendte enhedsomkostninger opdelt på stationære kilder (dvs. behandling og fortrængt produktion) og transport fremgår af nedenstående tabel. For transport er anvendt værdier for "land", da transporten primært foregår uden for bynært område. Alle priser er omregnet til 2010-niveau.

I forhold til luftemission fra transport foregår luftemissioner fra stationære kilder som oftest fra høje skorstene. Endvidere foregår emissionerne typisk ikke i bymiljø. Disse to faktorer betyder, at enhedsomkostningerne for luftforurening for de to kilder kan variere afhængigt af kilden.

Tabel 10.9 Anvendte enhedsomkostninger for luftforurening og klimaændring, 2010 priser

	Enhed	Stationære kilder	Transport, værdier for land	Kilde
CO_2	kr/ton	109	109	ENS (2010)
Metan	kr/ton	2.290	2.290	ENS (2010)
N_2O	kr/ton	33.808	33.808	ENS (2010)
Partikler	kr/kg	88	212	DMU (2010)
NO_x	kr/kg	47	74	DMU (2010)
SO_2	kr/kg	74	254	DMU (2010)
CO	kr/ton	8	8	DTU Transport (2010)
HC	kr/kg	2	2	DTU Transport (2010)
Hg	kr/kg	1.733	1.733	DMU (2007)
Bly	kr/kg	10.471	10.471	DMU (2007)
H_2S	kr/kg	16	55	Egen beregning
Dioxiner	kr/g	1.500.600	1.500.600	COWI (2004)

Note: H_2S er beregnet ud fra skadevirkningen ved SO_2, samt omsætningsforholdet mellem SO_2 og H_2S beregnet ud fra elementernes atomvægte.
Tallene fra DMU (2010) er hentet fra tabel 3.2.

Udslip af NO_X og CO_2 er reguleret af internationale protokoller med loft over de samlede udslip. Loftet betyder, at den samlede udledning principielt set vil være uforandret i de beregnede scenarier, og at andre aktører derfor vil udligne de forskellige behandlingsteknologiers netto udledningsforskel for disse gasser. Derfor bør værdien af disse udledninger ansættes som alternativomkostninger. CO_2 handles på et europæisk marked, og derfor er kvoteprisen brugt som basis for værdisætningen af drivhusgasser.[19] NO_X handles ikke på et marked, og der foreligger ikke en marginal reduktionskurve for NO_X, så her er værdisætningen baseret på gassens skadelige virkninger.

10.6.2 Værdisætning af eksternaliteter fra transport

Transport er forbundet med en række eksterne omkostninger i form af gener som følge af luftforurening, støj, uheld, trængsel og slid på infrastruktur. Disse omkostninger er gengivet i tabellen nedenfor.

Tabel 10.10 Eksterne omkostninger for transport (øre/km)

Støj, land	3,2
Uheld, Motorvej	52,5
Trængsel, Motorvej	0,0
Infrastruktur, motorvej	50,0
I alt	105,7

Kilde: DTU Transport (2010)

Omkostningerne for transportemissionerne beregnes direkte fra de samlede emissionsmængder beregnet med EASEWASTE ud fra lastbilstørrelser og læsvægt. Disse er derfor ikke vist i tabel 10.10. Der kan derfor ikke umiddelbart præsenteres en direkte oversigt over omkostningerne per km. EASEWASTE

[19] Metan og N_2O er værdisat ud fra kvoteprisen gange disse to gassers Global Warming Potentiale (hhv. 21 og 310).

beregningerne bygger dog på oplysninger fra TEMA2000, hvor emissionerne for lastbilerne i langt overvejende grad er NOx, omkring 4 til 12 gram per køretøjskilometer. Med en samfundsøkonomisk enhedsomkostning på 74 kr/kg er der således tale om en omkostning på mellem 30 og 89 øre/køretøjskm.

11 Samfundsøkonomiske resultater

I dette kapitel beskrives resultaterne af den samfundsøkonomiske vurdering. Kapitlet er inddelt som følger: Først beskrives de budgetøkonomiske konsekvenser, hvorefter de samfundsøkonomiske resultater beskrives. Dette efterfølges af følsomhedsanalyserne og en beskrivelse af de ikke-værdisatte effekter. Til slut berøres konkurrencemæssige betragtninger.

11.1 Budgetøkonomisk analyse

De budgetøkonomiske konsekvenser afhænger af, hvordan tiltaget finansieres. Med udgangspunkt i den eksisterende danske hvile-i-sig-selv regulering vil omkostningerne ende hos affaldsproducenterne. Den pris, som husholdninger og erhverv betaler for at få behandlet deres gipsaffald, skal nemlig afspejle omkostningerne. Derved vil evt. forøgede omkostninger til indsamling, transport, omlastning og behandling af gipsaffald afholdt af kommune, affaldsselskab eller behandlingsvirksomhed i sidste ende skulle afholdes af affaldsproducenterne (husholdninger og erhverv).

Det er derfor alene relevant at opgøre behandlingsvirksomhederne og transportørernes økonomiske påvirkning, idet denne vil påføres affaldsproducenterne. Virksomhedernes afgiftsbetaling påvirker dog også statsfinanserne, så tabellen viser også afgiftsbetalingerne udregnet via nettoafgiftsfaktoren.[20]

De budgetøkonomiske konsekvenser fremgår af følgende tabel. Tabellen viser enhedsomkostningen for hver af behandlingsformerne opdelt på transport (indsamling, transport og omlastning) og behandling (prøvetagning, proces, slutprodukt og restprodukt). Omkostninger i alt nederst i tabellen afspejler således de omkostninger, som husholdninger og erhverv pålægges i forbindelse med behandlingsmetoderne.

Hvis gipspladefabrikkerne, som nævnt tidligere, har mulighed for at tage betaling for at bruge affaldsgips, frem for at betale for det, som tilfældet er med naturgips, så vil der ligge en overnormal profit hos gipspladefabrikkerne. Denne transferering kommer i givet fald fra affaldsproducenterne.

[20] På grund af behandlingsvirksomhedernes tilbageholdenhed med at udlevere oplysninger om anlæggenes økonomi har det ikke været muligt at indsamle data, som muliggør en fyldestgørende analyse af afgiftsprovenuændringer som følge af ændringer i brugen af behandlingsformer. Det er valgt, at nettoafgiftsfaktoren er det bedst mulige skøn herfor.

Tabel 11.1 Budgetøkonomiske omkostninger ved behandling af gipsaffald, kr/ton, faktorpriser

	Gipsplader	Cement	Kompostering	Afdækning	
				Sehnde	Thüringen
Indsamling	0	144	144	144	144
Transport	94	150	45	238	288
Omlastning	0	42	42	42	42
Prøvetagning	0	0	18.481	0	0
Proces	575	488	300	123	123
Slutprodukt	-171	0	0	0	0
Restprodukt	7	7	11	0	0
I alt	**506**	**832**	**19.023**	**547**	**597**
Statsfinansiel virkning	**177**	**120**	**6.658**	**148**	**166**

Kilde: Beregninger foretaget af COWI.
Note: Omkostningerne er angivet i faktorpriser. Afgifter betalt i udlandet (proces) er ikke medregnet i statsfinansiel virkning.

Det fremgår af tabellen, at de budgetøkonomiske omkostninger er højest for behandling af gipsaffald til anvendelse i kompost. Cement har næsthøjeste omkostninger og endelig har afsætning til afdækning og produktion af gipsplader de laveste omkostninger. Omkostningerne uddybes yderligere i det følgende afsnit.

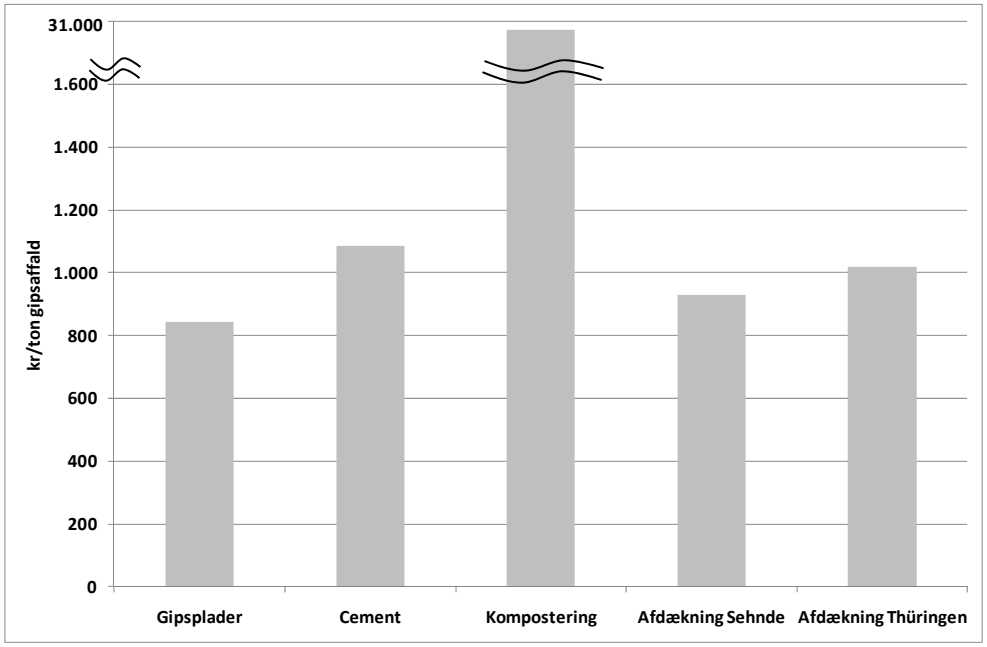
11.2 Samfundsøkonomiske resultater for behandlingsformerne

I dette afsnit beskrives resultaterne af den samfundsøkonomiske analyse.

11.2.1 Centrale resultater

De samfundsøkonomiske omkostninger består dels af de budgetøkonomiske omkostninger og dels af de eksterne omkostninger, dvs. omkostninger der påføres samfundet som helhed uden direkte betaling for disse. Dertil kommer afgiftskorrektioner og skatteforvridning.

De samfundsøkonomiske enhedsomkostninger per ton gipsaffald fremgår af nedenstående figur.



Figur 11.1Samfundsøkonomiske omkostninger for behandlingsformerne, kr/ton gipsaffald
Kilde: Beregninger foretaget af COWI.

Figuren viser, at de samfundsøkonomiske omkostninger for anvendelse til gipsplader og afdækning - med usikkerhederne i bestemmelsen heraf - er tæt på at være ens. Fremstilling af kompost og anvendelse til cementproduktion i Sverige er markant dyrere. Det centrale skøn for genanvendelse til gipspladeproduktion ligger i den lavere ende.

Nedenfor ses de samfundsøkonomiske omkostninger opdelt på enkeltposter.

Tabel 11.2 Samfundsøkonomiske omkostninger opdelt på enkeltposter, kr/ton, markedspriser

	Gipsplader	Cement	Kompostering	Afdækning	
				Sehnde	Thüringen
Indsamling	0	194	194	194	194
Transport	127	203	61	321	388
Omlastning	0	57	57	57	57
Prøvetagning	0	0	24.949	0	0
Proces	776	659	405	166	166
Slutprodukt	-231	0	0	0	0
Restprodukt	10	10	15	0	0
Miljø- og transporteksternaliteter	26	46	54	45	51
Skatteforvridning	137	225	5.136	148	161
Totale omkostninger, Danmark	**845**	**1.394**	**30.872**	**930**	**1.017**

Kilde: Beregninger foretaget af COWI. Beregning af skatteforvridningen er alle omkostninger ekskl. eksternaliteter målt i faktorpriser gange skatteforvridningsfaktoren på 20%. Læserens opmærksomhed henledes også på, at de undersøgte behandlingsformer ikke er afgiftsbelagte (om end restprodukter herfra kan være det), således at skatteforvridningstab pga. tab af afgiftsprovenu (herunder afgiften på en evt. forbrændingsegnet rest) ikke er af væsentlig størrelse. Skatteforvridningen er ligesom de øvrige omkostninger således beregnet i forhold til en hypotetisk situation, hvor affaldet ikke indsamles og behandles. Som skatteforvridningen er beregnet, er den neutral mht., om omkostninger finansieres over skatten eller affaldsgebyret.

Tabellen viser, at behandlingsformerne er omkostningstunge på hvert deres område. Oparbejdning til gipsplader, kompost og cement har relativt høje procesomkostninger. Transportomkostningen er betydelig, når transporten sker til udlandet, som det er tilfældet med svensk cement og transport til afdækningsformål i Tyskland. For kompostering er prøvetagningen forbundet med meget store omkostninger. Værdisætningen af de medregnede miljømæssige forhold og eksternaliteter ved transport er af relativt behersket betydning og er fortrinsvist bundet op på transport i Danmark frem for behandlingsprocesserne.

11.2.2 Resultater uden dansk afgrænsning

De centrale resultater er opgjort på basis af en national, dansk afgrænsning. I dette afsnit belyses effekten af at anlægge en international afgrænsning.

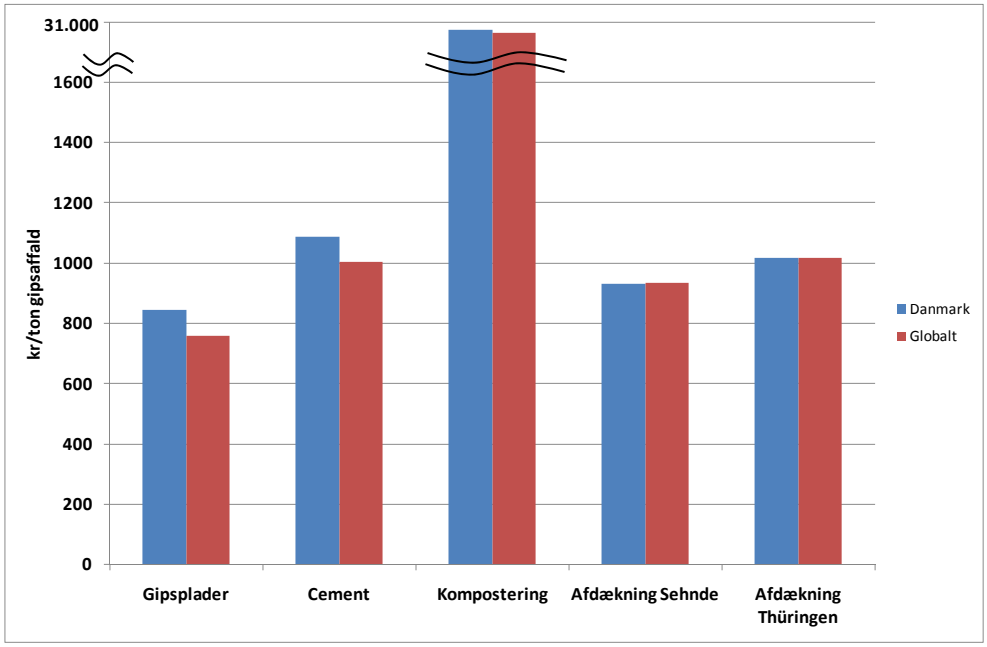
Den nationale danske afgrænsning medfører, at påvirkninger af udenlandske borgere og virksomheder ikke skal inddrages i det samfundsøkonomiske resultat. Som nævnt i afsnit 9.2.4 kan dette være problematisk for vurderingen af miljøeffekterne. I forhold til gipsaffald drejer dette sig særligt om:

- Metalgenanvendelse: Genanvendelse af metal sparer energi og relativt store udledninger af af CO_2, NO_X, SO_2 og partikler. De sparede emissioner sker dog fortrinsvist i udlandet, da både genindvinding og udvinding og forarbejdning af nye metaller i vid udstrækning sker uden for Danmark.

- Skibstransport: Transport med skib giver anledning til udledning af CO_2 og SO_2 uden for Danmarks grænser. Særligt SO_2-udledningerne giver anledning til økonomiske tab på det globale plan, da skibsbrændstof generelt er forholdsvist svovlholdigt. Dette giver fordele for de teknologier, som erstatter naturgips.

- Vejtransport: For nogle af behandlingsformerne sker en relativt stor del af vejtransporten uden for Danmark. Dette giver anledning til luftemissioner, men også slid på veje, trængsel og uheld.

Som det fremgår af Tabel 11.2 er miljøeffekterne dog af en behersket størrelse i forhold til de øvrige omkostninger. Derfor må det som udgangspunkt forventes, at forskellen mellem en global og en dansk geografisk afgrænsning vil være lille. Nedenfor ses de samfundsøkonomiske omkostninger ved de to geografiske afgrænsninger.



Figur 11.2Samfundsøkonomiske omkostninger for behandlingsformerne, kr/ton gipsaffald

Note: Omkostningen for kompostering er 30.863 kr/ton globalt og 30.872 kr/ton med en dansk afgrænsning.

Figuren viser, at forskellene mellem den globale og den danske geografiske afgrænsning er varierende. For gipsplader og cement er det antaget, at affaldsgipsen erstatter naturgips, som har et væsentligt element af emissioner af NO_X og SO_2. Dette er stort nok til at give anledning til en betydelig reduktion i de samfundsøkonomiske omkostninger på globalt plan. For gipsplader, cement og kompost gælder, at metalgenindvinding giver betydelige miljømæssige fordele, men at fordelene herved fortrinsvist forekommer i udlandet. Medregningen af disse fordele giver anledning til en lidt lavere samfundsøkonomisk omkostning. For afdækning er genindvindingen af metal antaget mindre end for de øvrige, hvorfor transport- og øvrige eksternaliteter i udlandet giver en lidt større samfundsøkonomisk omkostning ved den globale afgrænsning. Samlet set må det dog konkluderes, at der ikke er væsentlige forskelle ved de to forskellige geografiske afgrænsninger.

11.3 Følsomhedsanalyser

Resultatet af den samfundsøkonomiske analyse er behæftet med en række usikkerheder, dels fordi den faktuelle viden om en række parametre er meget begrænset, og dels fordi det har været nødvendigt at gøre en række forenklende antagelser for at gennemføre analysen i praksis.

For at afdække i hvilket omfang, antagelser og/eller usikre parametre har afgørende betydning for størrelsen eller udfaldet af resultaterne, er der gennemført en række følsomhedsanalyser. Følsomhedsanalyserne er udvalgt på baggrund af en række forskellige kriterier:

- Relevans: De analyserede effekter skal potentielt kunne have indflydelse på resultaterne.

- Realisme: Analyserne bør i videst muligt omfang afspejle en realistisk variation i de usikre parameterstørrelser.

- Illustration: For omdiskuterede parametre med lille indflydelse på resultatet kan vælges en større variation for at understrege den begrænsede indflydelse.

- Det muliges kunst: Udeladte effekter vil være nærliggende at analysere i følsomhedsanalyser. Desværre er effekterne i sagens natur typisk heller ikke mulige at inkludere i en følsomhedsanalyse.

I følsomhedsanalyserne ændres forudsætningerne en for en. Det betyder, at følsomhedsanalyserne ikke belyser den situation, hvor forudsætningerne ændrer sig samtidig. Dette kan belyses ved hjælp af en såkaldt Monte Carlo simulation, men ligger uden for opgavens rammer.

Følgende tabel giver en oversigt over de gennemførte følsomhedsanalyser, hvor en række parametre er ændret i forhold til grundantagelser.

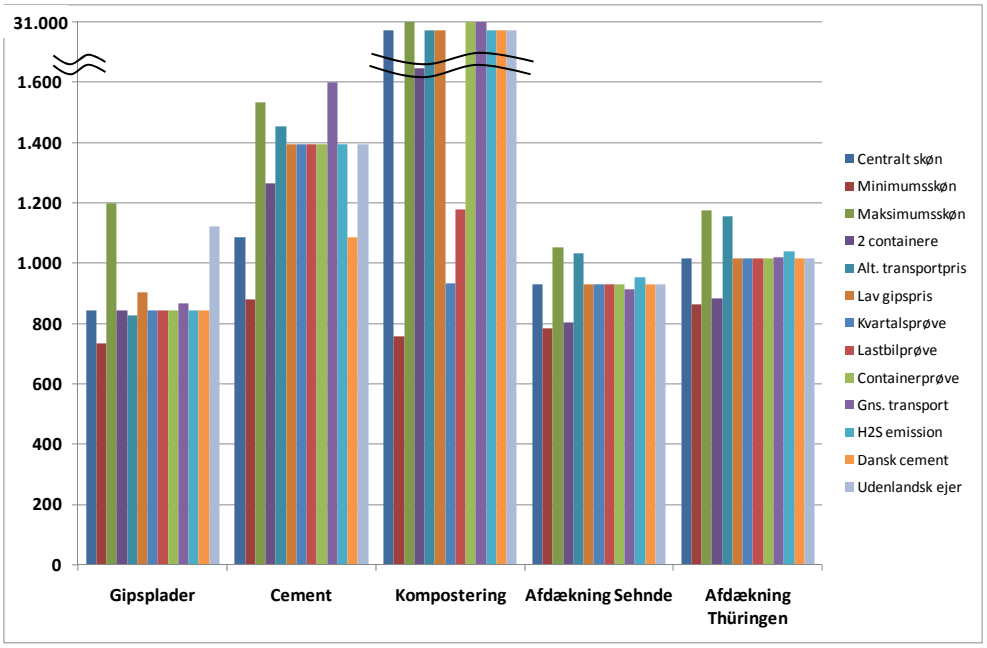
Tabel 11.3 Oversigt over de udførte følsomhedsanalyser

Parameter	Grundantagelse	Følsomhedsanalyse
Minimumsskøn	Centralt skøn	Laveste gatefees
Maksimumsskøn	Centralt skøn	Højeste gatefees
2 containere *)	1 containere, 4 t/læs	2 container, 8 t/læs
Alt. transportpris	348 kr/t, 3,09 kr/km	10,50 kr/km
Lav gipspris	190 kr/t	150 kr/t
Alene kvartalsprøve	18.481 kr/t	0 kr/t
Alene lastbilprøve	18.481 kr/t	152 kr/t
Alene containerprøve	18.481 kr/t	981 kr/t
Transportomfang	Faktiske afstande	Landsgns. Afstande
H_2S emission	Ingen SO4 emis.	1 % SO4 emis.
Dansk cement	Cementprod. i Sverige	Cementprod. i Danmark til samme behandlingsomk. men lavere transportomk. jf. kapitel 6
Udenlandsk ejer	Profit bliver i DK	Profit bliver ikke i DK
Substitution af naturgips **)	Importeret fra Spanien til Danmark	Tysk kraftværksgips ej eksporteret til Danmark erstatter tysk naturgips
Substitution af naturgips **)	Importeret fra Spanien til Danmark	Tysk kraftværksgips ej eksporteret til Danmark erstatter naturgips importeret fra Spanien til Holland

Noter:
*) 2 containere angiver at lastbilen kører med hænger så der er plads til en ekstra container. Herved fordobles læsstørrelsen. Lastbilprøve angiver, at gipsaffaldet prøvetages for hver lastbil à 33 t der kører til F&J. Containerprøve angiver at hver container à 4 ton prøvetages.

**) Påvirker ikke analysen med en dansk afgrænsning, men alene med internationalt afgrænsning.

Nedenstående figur viser resultatet af følsomhedsanalyserne.



Figur 11.3Resultat af de udførte følsomhedsanalyser, kr/ton

Figuren viser, at de valgte følsomhedsanalyser i store træk ikke synes at ændre på den indbyrdes rangering af samfundsøkonomien i behandlingsformerne. Undtaget herfra er:

- De læsbaserede prøvetagningsomkostninger til kompostering, som vil gøre denne løsning helt uøkonomisk. Hvis affaldets karakter kan berettige, at der tages væsentligt færre prøver (f.eks. per lastbil der kører til F&J eller kvartalsvist), vil de samfundsøkonomiske omkostninger være på linje med eller lidt højere end gipsplader og afdækning. Prøvetagning af hver enkelt container vil gøre kompostløsningen samfundsøkonomisk urentabel.

- Gennemsnitlige frem for faktiske transportomkostninger gør kompostering og cement 100-200 kr/ton dyrere, fordi disse løsninger med de centrale antagelser er placeret forholdsvis tæt på deres efterspørgsel. Skulle disse løsninger være landsdækkende, ville omkostningerne stige markant. For kompostering gælder dog, at tilsvarende anlæg ville kunne placeres andre steder i landet, hvorved transportomkostningerne ville kunne blive mindre.

- Indsamling med 2 containere frem for 1 giver omkring 100 kr/ton bedre økonomi for alle andre løsninger end gipsplader. Det vil formentlig kun være i meget tætbefolkede områder (København, måske Aarhus), at der kan indsamles to containere.

- Hvis en eventuel profit hos gipspladeproducenterne overføres fuldstændigt til udenlandske økonomiske aktører, tæller den som en samfundsøkonomisk omkostning for Danmark. Værdien heraf er 250 kr/ton gipsaffald til ulempe for gipsgenanvendelse.

- Ved cementproduktion i Danmark forsvinder en væsentlig del af transportomkostningen. Derudover falder fordelen af billigt

genbrugsgipspulver til danske aktører i stedet for svenske. Hermed indsnævres forskellen mellem anvendelse til gipsplader og cement til forskellen i indsamlingsomkostninger. Med samme indsamlingssystem til cement, er denne genanvendelsesmåde således på linje med genanvendelse til gipsplader.

En række følsomhedsanalyser giver kun anledning til ganske små forskelle (under 5 % af den samlede omkostning) til de centrale antagelser. Det drejer sig særligt om transportomkostninger og værdisætning af udslip af H_2S.

Derudover er gennemført to følsomhedsanalyser, som ikke kan illustres i figuren, da deres ændrede effekter udelukkende forekommer i udlandet (figuren indeholder kun effekter i Danmark). I de to følsomhedsanalyser er det antaget, at det ikke er dansk import af spansk naturgips, som substitueres af affaldsgips, men i stedet enten tysk naturgips eller import af naturgips til Holland (se uddybende beskrivelse i kapitel 6).

Mekanismen for denne substitutionskæde er, at den danske gipspladefabrik bruger affaldsgips i stedet for importeret tysk kraftværksgips. Denne tyske kraftværksgips antages så at substituere enten tysk naturgips eller hollandsk import af spansk naturgips. Det er antaget, at de tyske kraftværker prissætter deres gips til lige under prisen for import af spansk naturgips. Derfor erden samfundsøkonomiske værdisætning af rågipsen inkl. transport uforandret mellem hoved- og følsomhedsanalysen. Det betyder, at følsomhedsanalyserne alene viser påvirkningen af de værdisatte miljøeffekter.

Det primære formål med de to følsomhedsanalyser er at belyse effekten af skibstransporten fra Spanien, som giver anledning til betydelige udslip af NO_X og SO_2. Ved at fjerne (tysk naturgips) eller forkorte skibstransporten (Holland) ses effekten fra skibstransport.

Tabel 11.4 Resultat af følsomhedsanalyser med ændret substitution af naturgips, omkostninger i kr/ton for anvendelse i gipsplader

	Miljøeffekt	Total
Eksternaliteter, substitution af spansk gips importeret til Danmark	-75	758
Eksternaliteter, substitution af gips fra tysk mine	-4	
Eksternaliteter, substitution af spansk gips importeret til Holland	-54	
Forskel gipsplader, tysk naturgips	71	829
Forskel gipsplader, hollands import	21	779

Note: Total er opgjort inkl. effekter i udlandet.

Det fremgår af tabellen, at hvis affaldsgips erstatter tysk naturgips, bortfalder en del af gevinsterne ved affaldsgips, nemlig 71 kr/ton. Hvis skibstransporten forkortes med cirka 25 % ved kun at sejle fra Spanien til Holland, bortfalder 21 kr/ton i fordel. Denne fordel ville også bortfalde for cementproduktion, men ikke for kompost og afdækning, hvor det er antaget at der ikke substitueres naturgips. Sammenlignes disse besparelser med de totale omkostninger i Figur 11.2, kan det konkluderes, at følsomhedsanalyserne ikke påvirker rangordningen af behandlingsformerne.

11.4 Ikke-værdisatte effekter

Principielt burde alle effekter værdisættes, men som tidligere beskrevet, er en fuld kvantificering og monetarisering af eksempelvis samtlige miljøeffekter ikke mulig i praksis på grund af mangel på viden om værdien af effekterne samt metode og data til opgørelse af effekterne.

Nedenstående tabel viser en oversigt over miljøeffekterne, og hvordan de er inkluderet i den samfundsøkonomiske analyse.

Tabel 11.5 Oversigt over eksternaliteter og hvordan de indgår i den samfundsøkonomiske vurdering

Miljøeffekt	Inddragelse
Luftforurening (humantoksicitet, forsuring og fotokemisk ozondannelse)	
- Behandling	(✓)
- Fortrængning og opstrøm	(✓)
- Transport	(✓)
Klimabelastning	
- Behandling	✓
- Fortrængning og opstrøm	✓
- Transport	✓
Udvaskning til jord og vand (toksicitet)	
- Behandling	÷
- Fortrængning og opstrøm	÷
- Transport	IA
Støj, uheld og slid på veje	
- Behandling	÷ / IA
- Fortrængning	÷ / IA
- Transport	✓

Note: ✓ fuldt inddraget, (✓) stort set fuldt inddraget, ÷ ikke inddraget, IA ikke aktuel.

Det fremgår af tabellen, at særligt udvaskning til jord og vand er mindre godt belyst i den samfundsøkonomiske analyse.

Den formentligt vigtigste ikke-værdisatte miljøeffekt her er udvaskning af svovlforbindelser, som finder sted ved kompost og afdækning. For kompost er det et vanskeligt spørgsmål at vurdere, hvilke mængder svovl der optages i planterne og derved er nyttige, samt hvilke mængder der udvaskes til vandmiljø og grundvand. Derudover findes der ikke værdisætningsstudier af sådanne udvaskninger. Endelig vil både udvaskningsgrad og eventuelle skadevirkninger være meget afhængige af lokale jordbundsforhold.

Det er også vanskeligt at værdisætte svovludvaskningen for afdækning, og ud fra en snæver dansk synsvinkel foregår den potentielle udvaskning i udlandet. Man kan dog med nogen samfundsøkonomisk ret bringe den påstand på banen, at siden der i forvejen udvaskes store mængder mineralsalte fra slaggebjergene, vil et relativt beskedent bidrag fra svovlforbindelser fra gips kun gøre en marginal forskel. Dette argument forudsætter dog, at man kun ser på nytteværdien af

vandressourcen, og ikke på en eventuel oplevet disnytte af en yderligere negativ påvirkning af miljøet.

De ikke værdisatte effekter er helt eller delvist medtaget i livscyklusvurderingen.

11.5 Konkurrencemæssige betragtninger

På basis af den gennemførte samfundsøkonomiske analyse er det relevant at tilføje nogle betragtninger vedrørende prissætning og konkurrence på markedet for gipsaffald.

Som nævnt i afsnit 10.2.2 har gipspladeproducenterne sandsynligvis mulighed for at udnytte markedsmagt i bl.a. prissætningen for gips til genanvendelse. Denne markedsmagt betyder, at affaldsproducenternes betaling for behandling til gipsgenanvendelse er stærkt påvirkelig af gipspladeproducenternes markedsmagt.

Hvis kompostering og anvendelse til afdækning ikke var muligt, ville dette øge gipspladeproducenternes markedsmagt. Hermed må man forvente, at behandlingsprisen for genanvendelse til gipsplader øges yderligere.

12 Konklusioner på den samfundsøkonomiske vurdering

I dette kapitel beskrives konklusionerne på den samfundsøkonomiske vurdering.

12.1 Væsentlige forbehold

Vurderingen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige behandlinger af gipsaffald giver et forholdsvist blandet billede, hvoraf det er vanskeligt at anbefale en metode frem for andre begrundet i samfundsøkonomiske fordele.

Det blandede billede skyldes flere forhold. For det første har det ikke været muligt at indhente præcise og dækkende økonomiske data for selve behandlingsomkostningerne på de enkelte anlæg, da anlægsejerne har ønsket at hemmeligholde disse oplysninger af konkurrencemæssige årsager. En række af oplysningerne er derfor skønnede eller antagede ud fra f.eks. listepriser for behandling.

For det andet er behandlingsformerne vanskeligt sammenlignelige, da de er placeret geografisk forskellige steder. Nogle af behandlingsformerne kan tænkes flyttet eller repliceret andre steder i Danmark (kompost og cement), mens andre er bundet til en givet geografisk lokalitet (afdækning).

For det tredje er markedet for afsætning af affaldsgipspulver præget af oligopol og lokale geografiske monopoler. Det betyder, at behandlingsformernes omkostninger er påvirket af gipspulveraftagernes markedsmagt. Med andre ord prissættes gipsaffald formentlig efter affaldsproducenternes betalingsmuligheder samt konkurrerende behandlingsformer. For udenlandsk ejede aftagere kan denne markedsmagt også tænkes at påvirke det samfundsøkonomiske resultat. Det har ikke ligget inden for rammerne af denne opgave at undersøge disse forhold til bunds.

For det fjerde eksisterer der ikke miljømæssige enhedsomkostninger for udledning af svovlforbindelser til overflade- og grundvand, samt tungmetaller til jord. Derfor kan disse miljøulemper ikke værdisættes, og indgår således ikke i den samfundsøkonomiske vurdering af kompost- og afdækningsløsningerne.

For det femte er kravene til prøvetagning af gipsaffald til brug for kompost meget afhængige af gipsaffaldets ensartethed. Dette har stor indflydelse på beregningen af de samfundsøkonomiske omkostninger for kompost. Man kan forestille sig læs af gipsaffald (f.eks. rent gipsafskær i store mængder fra samme kilde), hvor prøvetagningsomkostningerne vil blive markant mindre end beregningernes centrale antagelser.

12.2 Konklusion

Resultatet af analysen er, at de samfundsøkonomiske omkostninger synes at være forholdsvis ens for brug til gipsplader og afdækningsformål. For afsætning til cementproduktion i Sverige er transportafstanden så lang, at transportomkostningerne bliver væsentlige. Hvis afsætning til cementproduktion kunne foregå i Danmark, ville forskellen mellem denne løsning og anvendelse til produktion af gipsplader indsnævre sig til indsamlingsomkostningerne. Endelig er de samfundsøkonomiske omkostninger ved kompostering væsentligt højere, fordi gipsaffaldets karakter skønnes at kræve omfattende prøvetagninger.

Oparbejdning til gipsplader er således en samfundsøkonomisk konkurrencedygtig behandlingsform, på trods af at listepriserne for denne behandlingsform er væsentligt højere end kompost og afdækning.

De kvantificerede miljøeffekter er samfundsøkonomisk set af behersket betydning, dvs. op til 15 % af den samlede samfundsøkonomiske omkostning. De betydeligste miljøeffekter opstår fra afværget svovludledning fra skibstransport af naturgips, samt CO_2 besparelser fra genanvendelse af metal. Disse effekter optræder dog uden for Danmarks grænser, og kræver således en global afgrænsning for at skulle medregnes som en samfundsøkonomisk fordel. Følsomhedsanalyser med andre antagelser om substitution af naturgips har således en vis betydning for resultatet, men ikke nok til at ændre rangordningen af behandlingsløsningerne.

I den samfundsøkonomiske analyse inkluderes miljøpåvirkningerne fra livscyklusanalysen i det omfang, at de kan værdisættes. Da emissioner til jord og vand ikke kan værdisættes betyder det, at effekterne i kategorierne toksiske effekter, ødelagte grundvandsressourcer og effekter på lagret økotoksicitet ikke er værdisat i den samfundsøkonomiske analyse.

Det betyder, at konklusionerne fra den kvantitative del af den samfundsøkonomiske analyse skal sammenholdes med det forhold, at kompostering potentielt er forbundet med miljøeffekter på humantoksicitet og ødelagte grundvandsressourcer, som gør denne løsning uattraktiv miljømæssigt. Endvidere er afdækningsløsningen forbundet med potentiel sulfatnedsivning, som vil kunne ødelægge grundvandsressourcerne. Disse forhold er til fordel for gipspladeløsningen, mens det trækker ned i vurderingen af afdækningsløsningen. Endvidere forstærker det konklusionen om, at komposteringsløsningen er samfundsøkonomisk ufordelagtig.

13 Samlet konklusion og perspektivering

13.1 Samlet konklusion

Den samlede centrale vurdering af de fire alternative behandlingsformer er opsummeret i nedenstående tabel. Det bør bemærkes, at tabellen ikke kan stå alene, men bør læses i sammenhæng med vurderingen af de usikkerheder, som analysen er forbundet med.

Tabel 13.1 Rangordning af behandlingsformer ved basisantagelser

Behandlingsform	Samfundsøkonomisk analyse, værdisatte effekter	Ikke-værdisatte effekter (del af LCA-effekter)	Samlet
Gipsplader	1	1	1
Cement	2	1	2?
Kompostering	3*	2	3*
Afdækning	1	2	2?

1: Bedst, 2: Næstbedst, osv.
* Under forudsætning af høje prøvetagningsomkostninger.

Det fremgår af tabellen, at produktion af gipsplader samlet set fremstår som den mest fordelagtige behandlingsform. Cementproduktion i Sverige og afdækning fremstår som næstbedst. Den indbyrdes rangorden af disse to løsninger afhænger af, hvilken vægt miljøeffekterne fra afdækning tillægges. Kompostering fremstår som den mindst fordelagtige løsning, men det skal bemærkes, at denne konklusion afhænger af de centrale forudsætninger om høje omkostninger til prøvetagning.

13.2 Perspektivering

Det danske marked for behandling af gipsaffald er præget af få aktører og behandlingsformer. Affaldsproducenterne søger efter stadigt billigere alternativer, og umiddelbart synes konkurrencen begrænset.

Denne analyse har imidlertid vist, at oparbejdning af gipsaffald til genanvendeligt gipspulver er et marked, som synes at have potentiale til en betydelig grad af konkurrence: Der findes i hvert fald 3 aktører (Gypsum Recycling, Freiberg & Jespersen og PR Slam), som har hver deres teknologi til oparbejdning til gipspulver, og alle tre synes at være i stand til at oparbejde pulveret til en kvalitet, som er anvendelig til krævende formål, såsom cement- og gipspladeproduktion.

De økonomiske vanskeligheder ved genanvendelse af gipspulver ligger tilsyneladende i, at pulveret afsættes til en dårlig pris set i forhold til prisen på naturgips inkl. skibstransport. Den dårlige pris må formodes at være betinget af den meget begrænsede konkurrence blandt aftagerne af affaldsgipspulver.

En af de få ting, der giver gipspladeproducenterne incitament til ikke at kræve betaling (eller kræve højere betaling) for at modtage det, er at gipsaffaldet i stigende grad afsættes til kompostering og afdækningsformål. Uden disse to behandlingsformer ville gipspladeproducenterne have mulighed for at kræve højere betaling, fordi de i praksis ville have et affaldsmonopol på gipspulver til genanvendelse.

Nogle af gipsaffaldsbehandlerne arbejder dog på at udvide markedet for afsætning af affaldsgipspulver til andre producenter, der benytter sig af gips. Det har ligget uden for rammerne af denne analyse at vurdere dette potentiale.

Størrelsen af markedet for afsætning af gipspulver er vurderet at ligge i omegnen af 50.000 tons. Hvis gipspladeproducenter f.eks. formår at tage 200 kr/ton i overnormal profit, beløber dette sig samlet til 10 mio. kr. om året. Af dette beløb er det kun den del, som ender i udenlandske borgeres lommer, der kan betragtes som et samfundsøkonomisk tab.

14 Referencer

COWI (2004): *Samfundsøkonomisk analyse af behandlingsmetoder til røggasrensningsprodukter*.

DMU (2010): *Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner*

DMU (2007): Beregningspriser for luftemissioner 2007, http://www2.dmu.dk/Pub/EVA-beregningspriser.pdf

DTU Transport (2010): *Transportøkonomiske enhedspriser*, http://www.dtu.dk/centre/Modelcenter/Nyheder.aspx?guid=%7BA89F9087-C647-4E17-A393-33CAD053C12C%7D

Energistyrelsen (2010): *Vejledning til samfundsøkonomiske analyser på energiområdet* (maj 2010)

Eriksen, Kirsten (2010): Mail og telefon korrespondance, kie@cowi.dk

Finansministeriet (1999): *Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger*, http://www.fm.dk/Publikationer/1999/Vejledning%20i%20udarbejdelse%20af%20samfundsoekonomiske%20konsekvensvurderinger.aspx

Konkurrencestyrelsern (2001): *Konkurrenceredegørelse 2001*, http://www.konkurrencestyrelsen.dk/service-menu/publikationer/konkurrence-redegoerelse/konkurrenceredegoerelse-2001/

Miljøministeriet (2010): *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*.

Bilag A: Livscyklusopgørelser for processer benyttet til modellering vha. EASEWASTE

Indledning
Dette bilag indeholder dokumentation for processer, som er benyttet til modellering vha. EASEWASTE af behandling af gipsaffald. Dokumentationen findes i form af livscyklusopgørelser, dvs. lister over emissioner samt energi- og ressourceforbrug for samtlige EASEWASTE-processer, der er benyttet til denne LCA. For processer, der er taget fra andre databaser, f.eks. Ecoinvent og EDIP, angives blot processernes navn og identifikationsnummer.

Beskrivelsen af processerne er arrangeret i niveauer i forhold til gipsaffaldssystemet dvs. i rækkefølgen: indsamling, transport, sortering/behandling, videre transport af de forskellige fraktioner samt slutdeponering af restprodukter. I en række tilfælde består dokumentationen af screen-shots fra EASEWASTE-programmet; i andre tilfælde af tabeller med emissioner. Skriftlig dokumentation for allerede eksisterende processer i EASEWASTE-databasen gengives på engelsk. Nye processer konstrueret specielt til dette projekt beskrives på dansk.

Bilaget indledes med en detaljeret beskrivelse af, hvordan indsamling og transport blev modelleret. Emissioner og energiforbrug fra lastvogne og skibe blev beregnet vha. Trafikministeriets program til modellering af transportprocesser TEMA2000 (Trafikministeriet, 1999). I flere tilfælde fandtes den ønskede lastvognstørrelse ikke i TEMA2000, hvorfor det var nødvendigt at interpolere data, og desuden blev der modelleret varierende strækninger med tom udkørsel/hjemkørsel. Disse forhold komplicerer modelleringen, og vi giver derfor i det følgende en mere detaljeret beskrivelse af indsamling og transport end den, der findes i hovedrapporten.

Modellering af indsamling og transport
Nedenfor vises lastvognstype mht. lasteevne og Eurostandard, indsamlingsafstand og transportafstand inkl. evt. tom-kørsel samt det beregnede dieselforbrug angivet i l/ton km for de fire scenarier. I alle transportprocesser er inkluderet produktion af dieselolie. Hertil benyttes en proces fra EDIP/databasen: "Diesel Oil Production, EU, kg, TERMINATED, 1996 (EDIP, IPU-NF-K2221T99)".

Scenarie 1: Gipsplader

Indsamling
Indsamling med lastvogn "37,5t" EU4 (max last 25t) intrapoleret fra TEMA2000 48t og 25t lastvogn. Indsamlingsruten er 40 km, med stigende belastning fra 0 til 100 %: den gennemsnitlige belastning er derfor 50% (12,5 t). Det giver 0,0288 l diesel/ t • km (fra TEMA 2000), hvilket svarer til 1,15 l / t over 40 km

Transport til behandlingsanlæg
Samme lastvogn som ved indsamling: 37,5 t EU4 (max last 25t). Transportrute er 80 km, men lastbilen går ud tom: 80 km med 100 % belastning (0,019 l / t • km fra TEMA 2000) + 80 km med 0 % belastning (0,24 l / km fra TEMA 2000): gennemsnitlige forbrug er 0,0286 l / t • km over 80 km

Videre transport til gipsproducenter
Samme lastvogn som ved indsamling: 37,5 t EU4 (max last 25t). Transportrute er 2 km, men lastbilen går tilbage tom: 2 km med 100 % belastning (0,019 l / t • km fra TEMA 2000) + 2 km med 0 % belastning (0,24 l / km fra TEMA 2000): gennemsnitlige forbrug er 0,0286 l / t • km over 2 km.

Scenarie 2: Cement

Indsamling
Indsamling med lastbil 10t EU4 (max last 5.2t). Indsamling rute er 27,5 km, men lastbilen kører ud tom: 27,5 km med 100 % belastning (5,2 t), 0,035 l / t • km fra TEMA 2000, + 27,5 km med 0% belastning (0,13 l / km fra TEMA 2000) : gennemsnitlige forbrug er 0,06 l / t • km, hvilket svarer til 1,65 l / t over 27,5 kilometer

Transport til behandlingsanlæg
Transportvogntog 48t EU4 (max last 32t). Transportrute 376 km, men lastbilen går tilbage 40 km tom inden ny last findes: 376 km med 100 % belastning (0,018 l / t • km fra TEMA 2000) + 40 km med 0% belastning (0,30 l / km fra TEMA 2000): gennemsnitlig Forbruget er 0,019 l / t • km over 376 km.

Videre transport til cementfabrik
Lastvogn "37,5t" EU4 (max last 25t). Transport rute 20 km, men lastbilen går tilbage tom: 20 km med 100 % belastning (0,019 l / t • km fra TEMA 2000) + 20 km med 0 % belastning (0,24 l / km fra TEMA 2000): gennemsnitlige forbrug er 0,0286 l / t • km over 20 km.

Indsamling og transport er beregnet som gennemsnit mellem de to behandlingsmetoder “anvendelse til gipsplader” og “anvendelse I kompost”:

Indsamling
Indsamling med fiktiv 23,75 t lastvogn (gennemsnitsemissioner fra 37,5 t og 10 t lastvogn). Dieselforbrug er 1,40 l/t (gennemsnit mellem 1,15 og 1,65 l/t).

Transport til behandlingsanlæg
Lastvogn ”37,5t” EU4 (max last 25t). Transportrute er 115 km (gennemsnit af 80 og 250 km), med dieselforbrug beregnet som et vægtet gennemsnit af de to andre scenarier: 80 km med 0,0286 l / t • km and 150 km med 0,0216 l / t • km giver 0,0240 l / t • km.

Scenarie 3: Kompost

Indsamling
Indsamling med lastbil 10t EU4 (max last 5.2t). Indsamling rute er 27,5 km, men lastbilen kører ud tom: 27,5 km med 100 % belastning (5,2 t), 0,035 l / t • km fra TEMA 2000, + 27,5 km med 0% belastning (0,13 l / km fra TEMA 2000) : gennemsnitlige forbrug er 0,06 l / t • km, hvilket svarer til 1,65 l / t over 27,5 kilometer.

Transport til behandlingsanlæg
Lastvogn ”37,5t” EU4 (max last 25t). Transportrute er 150 km, men lastbilen går tilbage 40 km tom inden ny last findes: 150 km med 100 % belastning (0,019 l / t • km fra TEMA 2000) + 40 km med 0% belastning (0,24 l / km fra TEMA 2000): gennemsnitlig Forbruget er 0,0216 l / t • km over 150 km

Videre transport til landbrug
Lastvogn ”37,5t” EU4 (max last 25t). Transportrute er 25 km, men lastbilen går tilbage tom: 25 km med 100 % belastning (0,019 l / t • km fra TEMA 2000) + 25 km med 0% belastning (0,24 l / km fra TEMA 2000): gennemsnitlige forbrug er 0,0286 l / t • km over 25 km

Scenarie 4: Afdækning

Indsamling
Indsamling med lastbil 10t EU4 (max last 5.2t). Indsamling rute er 27,5 km, men lastbilen kører ud tom: 27,5 km med 100 % belastning (5,2 t), 0,035 l / t • km fra TEMA 2000, + 27,5 km med 0% belastning (0,13 l / km fra TEMA 2000) : gennemsnitlige forbrug er 0,06 l / t • km, hvilket svarer til 1,65 l / t over 27,5 kilometer

Transport til Sehnde

Transportvogntog 48t EU4 (max last 32t). Transportrute 483 km til Sehnde, men lastbilen går tilbage 40 km tom inden ny last kan findes: 483 km med 100% belastning (0,018 l / t • km fra TEMA 2000) + 40 km med 0 % belastning (0,30 l / km fra TEMA 2000): gennemsnitlig forbruget er 0,0188 l / t • km over 483 km.

Lastvognstyper

De forskellige lastvogne modelleret i TEMA2000 gav anledning til følgende emissioner og energiforbrug: Dieselforbruget er beregnet paa baggrund af energiindholdet i dieselolie.

- Lastvogn ”37,5t” EU4, 50% last (25t). Interpolerede data mellem 48t lastvognstog og 25t lastvogn fra TEMA2000.

	kg/t·km
PM10	2.61E-06
NOx	4.27E-04
SO_2	2.46E-06
CO	5.19E-05
HC	2.12E-05
CO_2	7.57E-02
Energy [GJ]	1.03E-03
Diesel [l]	2.88E-02

- Lastbil 10t, EU4, 100% last (5.2 t). Data fra TEMA2000.

	kg/t·km
PM10	4.20E-06
NOx	5.06E-04
SO_2	2.90E-06
CO	7.47E-05
HC	3.37E-05
CO_2	9.15E-02
Energy [GJ]	1.25E-03
Diesel [l]	3.48E-02

- Lastvognstog 48t, EU4, 100% last (32 t). Data fra TEMA2000.

	kg/t·km
PM10	1.40E-06
NOx	2.69E-04
SO_2	1.50E-06
CO	3.00E-05
HC	1.16E-05
CO_2	4.71E-02
Energy [GJ]	6.42E-04
Diesel [l]	1.79E-02

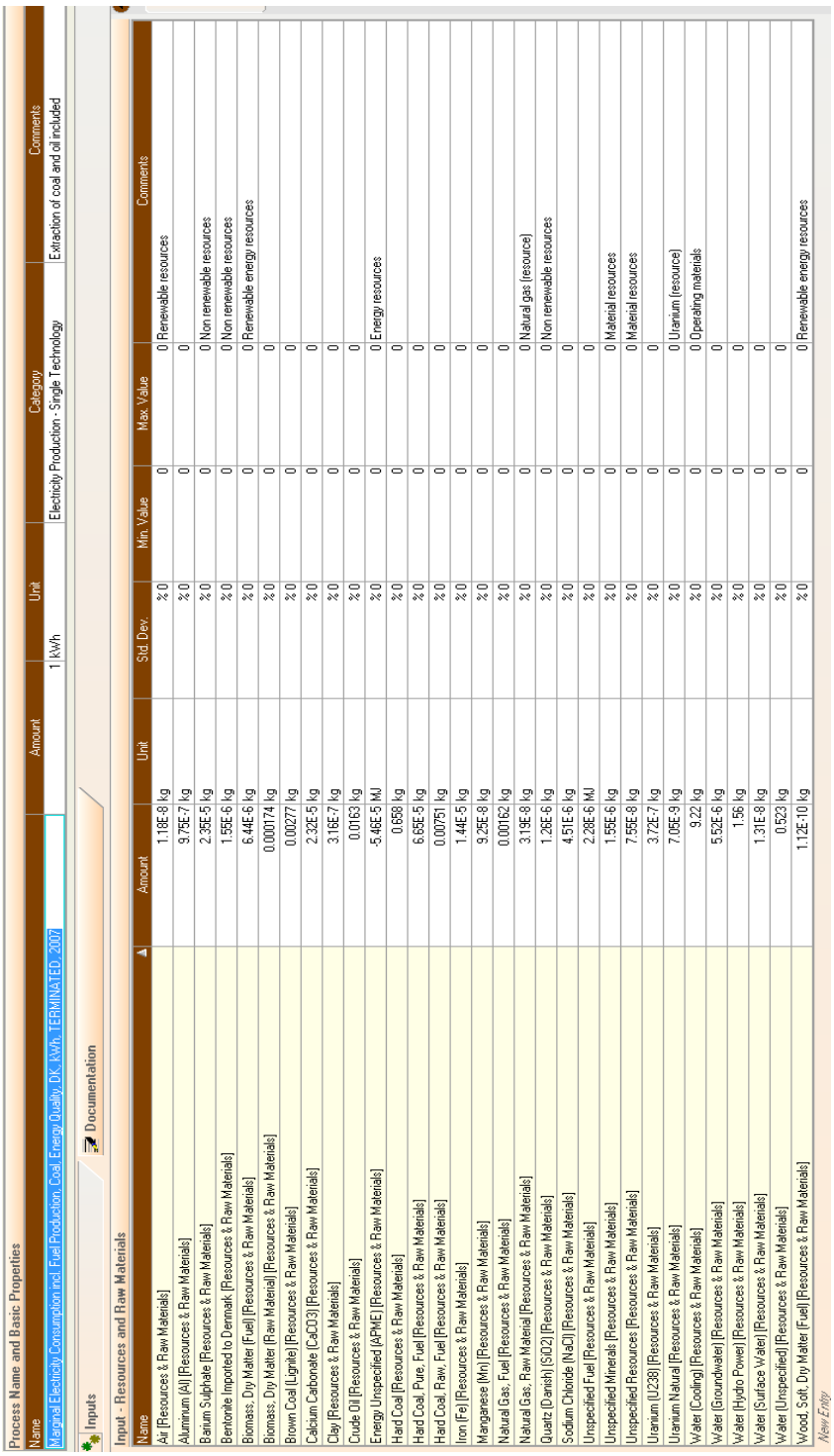
Modellering af behandlings/sorteringsanlæg:
I alle scenarier bruges der dieselolie samt marginal elektricitet (produceret på kul) på behandlingsanlæggene. Processerne, som er anvendt, er de samme for alle scenarier og taget fra hhv. EDIP og fra EASEWASTE-databasen:

- Production and Combustion of Diesel Oil in Truck, kg TERMINATED (EDIP, E32752);
- Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, TERMINATED, 2007 (EASEWASTE-database, se dokumentation og LCI (Figur A.1) nedenfor:

Dokumentation fra EASEWASTE-databasen

Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, TERMINATED, 2007
TECHNOLOGY: Production of 1 kWh electricity as an average of seven Danish power plants (six combined heat and power (CHP) plants, one plant producing power only). These plants are identified as the ones capable of adjusting their electricity production to the demands of the market, thus being the "marginal" plants.
INPUT: Coal (main fuel) and oil.
OUTPUT: 1 kWh electricity delivered to the consumer. The LCI includes a 2% loss in transmission and 5% loss in distribution.
PROCESS: Coal and oil are utilized for energy production. Emissions to air are included as well as solid outputs from the combustion process. Extraction, processing and transport of coal and oil are included in the LCI.
LOCATION/GEOGRAPHY: Denmark
YEAR: 2006
DATA ORIGIN: Data originate from a survey prepared by Energinet.dk in co-operation with Dansk Standard (Danish Standards) [1]. The aim of the collaboration was to produce an environmental label for Danish electricity, not for an average kWh but for the electricity production being influenced by the demands of the market. The data have later been updated from 2005 to 2007. Emissions of heavy metals are an average of three Danish coal-based CHP plants (Green accounts 2006 for Esbjerg [2], Asnæs (line 2+5) [3] and Stigsnæs (line 1+2) [4]. Extraction, processing and transport of coal and oil are based on processes from the EDIP database.
DATA QUALITY (DQI = Fair): Data are compiled as an average of seven Danish CHP plants, but adjusted to make coal the dominant fuel. This is due to coal being the fuel adjusted when the plants react to the market [1]. Emissions of heavy metals are based on three plants and are considered relatively certain.
REFERENCES:

1. Behnke, K. (2006): Notat om deklaration af fremtidigt elforbrug, (Memorandum on the future electricity consumption, in Danish). Energinet.dk, Denmark.
2. DONG Energy (2007): Esbjergværket. Grønt regnskab 2006 (Esbjerg power plant. Green Account 2006, in Danish), Denmark.
3. DONG Energy (2007): Asnæsværket. Grønt regnskab 2006 (Asnæs power plant. Green Account 2006, in Danish), Denmark.
4. DONG Energy (2007): Stigsnæsværket. Grønt regnskab 2006 (Stigsnæs power plant. Green Account 2006, in Danish), Denmark.



Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, TERMINATED, 2007	1	kWh	Electricity Production - Single Technology	Extraction of coal and oil included

Inputs | Documentation

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Air [Resources & Raw Materials]	1.19E-8	kg	% 0	0	0	Renewable resources
Aluminum [Al] [Resources & Raw Materials]	9.75E-7	kg	% 0	0	0	
Barium Sulphate [Resources & Raw Materials]	2.35E-5	kg	% 0	0	0	Non renewable resources
Bentonite Imported to Denmark [Resources & Raw Materials]	1.55E-6	kg	% 0	0	0	Non renewable resources
Biomass, Dry Matter [Fuel] [Resources & Raw Materials]	6.44E-6	kg	% 0	0	0	Renewable energy resources
Biomass, Dry Matter [Raw Material] [Resources & Raw Materials]	0.000174	kg	% 0	0	0	
Brown Coal [Lignite] [Resources & Raw Materials]	0.00027	kg	% 0	0	0	
Calcium Carbonate [CaCO3] [Resources & Raw Materials]	2.32E-5	kg	% 0	0	0	
Clay [Resources & Raw Materials]	3.16E-7	kg	% 0	0	0	
Crude Oil [Resources & Raw Materials]	0.0163	kg	% 0	0	0	
Energy Unspecified [APME] [Resources & Raw Materials]	-5.46E-5	MJ	% 0	0	0	Energy resources
Hard Coal [Resources & Raw Materials]	0.658	kg	% 0	0	0	
Hard Coal, Pure, Fuel [Resources & Raw Materials]	6.65E-5	kg	% 0	0	0	
Hard Coal, Raw, Fuel [Resources & Raw Materials]	0.00751	kg	% 0	0	0	
Iron [Fe] [Resources & Raw Materials]	1.44E-5	kg	% 0	0	0	
Manganese [Mn] [Resources & Raw Materials]	9.25E-8	kg	% 0	0	0	
Natural Gas, Fuel [Resources & Raw Materials]	0.00162	kg	% 0	0	0	
Natural Gas, Raw Material [Resources & Raw Materials]	3.19E-8	kg	% 0	0	0	Natural gas (resource)
Quartz [Danish] [SiO2] [Resources & Raw Materials]	1.26E-6	kg	% 0	0	0	Non renewable resources
Sodium Chloride [NaCl] [Resources & Raw Materials]	4.51E-6	kg	% 0	0	0	
Unspecified Fuel [Resources & Raw Materials]	2.28E-6	MJ	% 0	0	0	
Unspecified Minerals [Resources & Raw Materials]	1.55E-6	kg	% 0	0	0	Material resources
Unspecified Resources [Resources & Raw Materials]	7.55E-8	kg	% 0	0	0	Material resources
Uranium [U238] [Resources & Raw Materials]	3.72E-7	kg	% 0	0	0	
Uranium Natural [Resources & Raw Materials]	7.05E-9	kg	% 0	0	0	Uranium (resource)
Water [Cooling] [Resources & Raw Materials]	9.22	kg	% 0	0	0	Operating materials
Water [Groundwater] [Resources & Raw Materials]	5.52E-6	kg	% 0	0	0	
Water [Hydro Power] [Resources & Raw Materials]	1.56	kg	% 0	0	0	
Water [Surface Water] [Resources & Raw Materials]	1.31E-8	kg	% 0	0	0	
Water [Unspecified] [Resources & Raw Materials]	0.523	kg	% 0	0	0	
Wood, Soft, Dry Matter [Fuel] [Resources & Raw Materials]	1.12E-10	kg	% 0	0	0	Renewable energy resources

New Entry

Figur A.10 Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, TERMINATED, 2007 (EASEWASTE database)

File Edit Inputs Output Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, TERMINATED, 2007	1	kWh	Electricity Production - Single Technology	Extraction of coal and oil included

Inputs | Documentation

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Acetaldehyde [Air Emissions]	2.489E-12	kg	% 0	0	0	Group NMVOC to air
Ammonia (NH3) [Air Emissions]	4.591E-8	kg	% 0	0	0	
Ammonium (NH4) [Air Emissions]	8.912E-11	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to air
Antimony (Sb) [Air Emissions]	3.68E-12	kg	% 0	0	0	Heavy metals to air
Arsenic (As) [Air Emissions]	6.661E-9	kg	% 0	0	0	
Benzene [Air Emissions]	4.782E-10	kg	% 0	0	0	Group NMVOC to air
Boron Compounds (Unspecified) [Air Emissions]	2.899E-9	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to air
Cadmium (Cd) [Air Emissions]	8.862E-10	kg	% 0	0	0	
Calcium (Ca) [Air Emissions]	1.001E-9	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to air
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air Emissions]	0.9727	kg	% 0	0	0	
Carbon Monoxide (CO) [Air Emissions]	0.000227	kg	% 0	0	0	
Chromium (Cr) [Air Emissions]	6.907E-9	kg	% 0	0	0	
Chromium +III (Cr3+) [Air Emissions]	1.695E-11	kg	% 0	0	0	Heavy metals to air
Cobalt (Co) [Air Emissions]	3.056E-10	kg	% 0	0	0	Heavy metals to air
Copper (Cu) [Air Emissions]	8.57E-9	kg	% 0	0	0	
Cyanide (CN-) [Air Emissions]	4.125E-12	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to air
Dioxin (2,3,7,8-TCDD TEQ) [Air Emissions]	2.299E-16	kg	% 0	0	0	
Fluoride (F-) [Air Emissions]	8.272E-11	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to air
Hydrocarbones (HC) [Air Emissions]	6.581E-5	kg	% 0	0	0	
Hydrogen Chloride (HCl) [Air Emissions]	9.419E-8	kg	% 0	0	0	
Hydrogen Fluoride (HF) [Air Emissions]	1.599E-9	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to air
Hydrogen Sulphide (H2S) [Air Emissions]	1.915E-9	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to air
Iron (Fe) [Air Emissions]	1.515E-9	kg	% 0	0	0	Heavy metals to air
Lead (Pb) [Air Emissions]	9.897E-9	kg	% 0	0	0	
Magnesium (Mg) [Air Emissions]	8.578E-10	kg	% 0	0	0	Particles to air
Manganese (Mn) [Air Emissions]	2.003E-9	kg	% 0	0	0	Heavy metals to air
Mercury (Hg) [Air Emissions]	9.607E-9	kg	% 0	0	0	
Methane (CH4) [Air Emissions]	0.005748	kg	% 0	0	0	
Molybdenum (Mo) [Air Emissions]	1.529E-10	kg	% 0	0	0	Heavy metals to air
Nickel (Ni) [Air Emissions]	3.138E-8	kg	% 0	0	0	
Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.001437	kg	% 0	0	0	
Nitrous Oxide (Laughing Gas) (N2O) [Air Emissions]	9.579E-6	kg	% 0	0	0	
NMVOC (Unspecified) [Air Emissions]	4.281E-5	kg	% 0	0	0	Group NMVOC to air
NMVOC, Diesel Engines [Air Emissions]	2.669E-5	kg	% 0	0	0	

User: Admin | Owner: Admin

Figur A.1 fortsat

Figur A.1 fortsat

File Edit Inputs Output Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, TERMINATED, 2007	1	kWh	Electricity Production - Single Technology	Extraction of coal and oil included

Inputs | Documentation

Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.001437	kg	% 0	0	0	
Nitrous Oxide (Laughing Gas) (N2O) [Air Emissions]	9.579E-6	kg	% 0	0	0	
NMVOC (Unspecified) [Air Emissions]	4.281E-5	kg	Standard Deviation.	0	0	Group NMVOC to air
NMVOC, Diesel Engines [Air Emissions]	2.669E-5	kg	% 0	0	0	
NMVOC, EU Base Load Electricity [Air Emissions]	6.006E-9	kg	% 0	0	0	Group NMVOC to air
NMVOC, Gasoline Engine without Catalysator [Air Emissions]	3.735E-15	kg	% 0	0	0	
NMVOC, Heating with Natural Gas [Air Emissions]	9.147E-10	kg	% 0	0	0	Group NMVOC to air
NMVOC, Heating with Oil [Air Emissions]	1.534E-7	kg	% 0	0	0	Group NMVOC to air
NMVOC, Petrol Engines without Catalytic Converter [Air Emissions]	5.663E-11	kg	% 0	0	0	Group NMVOC to air
NMVOC, Power Plants [Air Emissions]	1.354E-5	kg	% 0	0	0	
PAH (Benzo(a)pyrene TEQ) [Air Emissions]	2.04E-10	kg	% 0	0	0	
Particles - PM (Combustion) [Air Emissions]	3.48E-5	kg	% 0	0	0	
P-total (P) [Air Emissions]	1.931E-11	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to air
Selenium (Se) [Air Emissions]	6.342E-8	kg	% 0	0	0	
Strontium (Sr) [Air Emissions]	2.994E-11	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to air
Sulphur Dioxide (SO2) [Air Emissions]	0.0007409	kg	% 0	0	0	
Thallium (Tl) [Air Emissions]	8.18E-14	kg	% 0	0	0	Heavy metals to air
Thorium (Th) [Air Emissions]	4.738E-13	kg	% 0	0	0	Radioactive emissions to air
Tin (Sn) [Air Emissions]	6.635E-13	kg	% 0	0	0	Heavy metals to air
Unspecified Aldehydes [Air Emissions]	1.474E-8	kg	% 0	0	0	
Unspecified C9-C10 Aromates [Air Emissions]	1.129E-13	kg	% 0	0	0	Group NMVOC to air
Unspecified Dust [Air Emissions]	5.752E-5	kg	% 0	0	0	
Unspecified Heavy Metals [Air Emissions]	1.541E-15	kg	% 0	0	0	
Unspecified Metals [Air Emissions]	1.054E-8	kg	% 0	0	0	
Unspecified Organic Compounds [Air Emissions]	2.948E-8	kg	% 0	0	0	
Unspecified Particles [Air Emissions]	1.503E-6	kg	% 0	0	0	Particles to air
Unspecified Radioactive Emission [Air Emissions]	591.6	Bq	% 0	0	0	Radioactive emissions to air
Uranium (Mass) (U) [Air Emissions]	4.55E-13	kg	% 0	0	0	Radioactive emissions to air
Vanadium (V) [Air Emissions]	7.555E-8	kg	% 0	0	0	
VOC, Diesel Engine, Pre EURO [Air Emissions]	1.391E-5	kg	% 0	0	0	
VOC, Diesel Powered Car, Exhaust [Air Emissions]	8.936E-8	kg	% 0	0	0	Organic emissions to air (group VOC)
VOC, Heating with Coal [Air Emissions]	5.911E-7	kg	% 0	0	0	
VOC, Heating with Natural Gas [Air Emissions]	1.233E-9	kg	% 0	0	0	
VOC, Heating with Oil [Air Emissions]	4.583E-10	kg	% 0	0	0	Organic emissions to air (group VOC)
Zinc (Zn) [Air Emissions]	2.596E-8	kg	% 0	0	0	

New Entry

Figur A.1 fortsat

File Edit Inputs Output Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, TERMINATED, 2007	1	kWh	Electricity Production - Single Technology	Extraction of coal and oil included

Inputs | Documentation

Output - Fresh Water Emissions

Note: Unspecified Emissions to Surface Water are Considered as Emissions to Fresh Water.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Aluminum (Al) [Fresh Surface Water Emissions]	3.99E-7	kg	% 0	0	0	
Ammonia (NH3) [Fresh Surface Water Emissions]	1.08E-12	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
Ammonium (NH4+) [Fresh Surface Water Emissions]	2.19E-7	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
Ammonium-N (NH4-N) [Fresh Surface Water Emissions]	3.52E-7	kg	% 0	0	0	
AOX (Adsorbable Organic Halogen Compounds) [Fresh Surface Water Emissions]	9.78E-10	kg	% 0	0	0	Analytical measures to water
Arsenic (As) [Fresh Surface Water Emissions]	2.22E-10	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
BOD (Biological Oxygen Demand) [Fresh Surface Water Emissions]	7.71E-8	kg	% 0	0	0	
Boron (B) [Fresh Surface Water Emissions]	8.61E-9	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
Cadmium (Cd) [Fresh Surface Water Emissions]	3.1E-10	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
Calcium (Ca) [Fresh Surface Water Emissions]	1.02E-5	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
Chlorate [Fresh Surface Water Emissions]	8.45E-10	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
Chloride (Cl-) [Fresh Surface Water Emissions]	0.00693	kg	% 0	0	0	
Chromium (Cr) [Fresh Surface Water Emissions]	1.04E-9	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
Chromium +III (Cr3+) [Fresh Surface Water Emissions]	1.25E-11	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
COD (Chemical Oxygen Demand) [Fresh Surface Water Emissions]	9.3E-7	kg	% 0	0	0	
Copper (Cu) [Fresh Surface Water Emissions]	5.29E-10	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
Cyanide (CN-) [Fresh Surface Water Emissions]	1.13E-9	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
DOC (Dissolved Organic Carbon) [Fresh Surface Water Emissions]	2.66E-8	kg	% 0	0	0	
Fluoride (F-) [Fresh Surface Water Emissions]	1.2E-6	kg	% 0	0	0	
Hydrocarbons (HC) [Fresh Surface Water Emissions]	8.06E-7	kg	% 0	0	0	
Hydrogen Ions (H+) [Fresh Surface Water Emissions]	3.69E-7	kg	% 0	0	0	
Iron (Fe) [Fresh Surface Water Emissions]	5.29E-6	kg	% 0	0	0	
Lead (Pb) [Fresh Surface Water Emissions]	2.34E-10	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
Magnesium (Mg) [Fresh Surface Water Emissions]	4.42E-7	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
Manganese (Mn) [Fresh Surface Water Emissions]	4.14E-7	kg	% 0	0	0	
Mercury (Hg) [Fresh Surface Water Emissions]	2.21E-12	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
Molybdenum (Mo) [Fresh Surface Water Emissions]	2.21E-10	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
Nickel (Ni) [Fresh Surface Water Emissions]	4.09E-8	kg	% 0	0	0	
Nitrate-N (NO3-N) [Fresh Surface Water Emissions]	1.86E-7	kg	% 0	0	0	
N-total (N) [Fresh Surface Water Emissions]	2.86E-7	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
N-unspecified (N) [Fresh Surface Water Emissions]	1.05E-8	kg	% 0	0	0	
PAH (Benzo(a)pyrene TEQ) [Fresh Surface Water Emissions]	3.83E-9	kg	% 0	0	0	Hydrocarbons to water
Phenol [Fresh Surface Water Emissions]	4.65E-9	kg	% 0	0	0	
Phosphate (PO4(3-)) [Fresh Surface Water Emissions]	4.18E-11	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water

User: Admin | Owner: Admin

Figur A.1 fortsat

File Edit Inputs Output Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, TERMINATED, 2007	1	kWh	Electricity Production - Single Technology	Extraction of coal and oil included

Inputs | Documentation

Hydrogen Ions (H+) [Fresh Surface Water Emissions]	3.69E-7	kg	% 0	0	0	
Iron (Fe) [Fresh Surface Water Emissions]	5.29E-6	kg	% 0	0	0	
Lead (Pb) [Fresh Surface Water Emissions]	2.34E-10	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
Magnesium (Mg) [Fresh Surface Water Emissions]	4.42E-7	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
Manganese (Mn) [Fresh Surface Water Emissions]	4.14E-7	kg	% 0	0	0	
Mercury (Hg) [Fresh Surface Water Emissions]	2.21E-12	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
Molybdenum (Mo) [Fresh Surface Water Emissions]	2.21E-10	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
Nickel (Ni) [Fresh Surface Water Emissions]	4.09E-8	kg	% 0	0	0	
Nitrate-N (NO3-N) [Fresh Surface Water Emissions]	1.86E-7	kg	% 0	0	0	
N-total (N) [Fresh Surface Water Emissions]	2.86E-7	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
N-unspecified (N) [Fresh Surface Water Emissions]	1.05E-8	kg	% 0	0	0	
PAH (Benzo(a)pyrene TEQ) [Fresh Surface Water Emissions]	3.83E-9	kg	% 0	0	0	Hydrocarbons to water
Phenol [Fresh Surface Water Emissions]	4.65E-9	kg	% 0	0	0	
Phosphate (PO4(3-)) [Fresh Surface Water Emissions]	4.18E-11	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
P-total (P) [Fresh Surface Water Emissions]	2.37E-9	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
Selenium (Se) [Fresh Surface Water Emissions]	2.21E-10	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
Sodium (Na) [Fresh Surface Water Emissions]	9.47E-5	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
Strontium (Sr) [Fresh Surface Water Emissions]	3.77E-6	kg	% 0	0	0	
Sulphate (SO4(2-)) [Fresh Surface Water Emissions]	0.000239	kg	% 0	0	0	
TOC (Total Organic Carbon) [Fresh Surface Water Emissions]	2.49E-6	kg	% 0	0	0	Analytical measures to water
Unspecified C9-C10 Aromates [Fresh Surface Water Emissions]	3.53E-14	kg	% 0	0	0	Hydrocarbons to water
Unspecified Iron Oxides [Fresh Surface Water Emissions]	1.13E-8	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
Unspecified Metal Ions [Fresh Surface Water Emissions]	9.69E-10	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
Unspecified Metals [Fresh Surface Water Emissions]	5.83E-8	kg	% 0	0	0	
Unspecified Oil [Fresh Surface Water Emissions]	4.65E-6	kg	% 0	0	0	
Unspecified Organic Compounds [Fresh Surface Water Emissions]	1.07E-8	kg	% 0	0	0	Organic emissions to water
Unspecified Oxides [Fresh Surface Water Emissions]	9.36E-9	kg	% 0	0	0	Inorganic emissions to water
Unspecified Radioactive Emission [Fresh Surface Water Emissions]	0.152	Bq	% 0	0	0	Radioactive emissions to water
Unspecified Salt [Fresh Surface Water Emissions]	4.95E-5	kg	% 0	0	0	
Unspecified Solids (Dissolved) [Fresh Surface Water Emissions]	0.000398	kg	% 0	0	0	
Unspecified Solids (Suspended) [Fresh Surface Water Emissions]	6.65E-6	kg	% 0	0	0	
Unspecified Substance [Fresh Surface Water Emissions]	9.7E-8	kg	% 0	0	0	
Unspecified Water [Fresh Surface Water Emissions]	5.96E-8	kg	% 0	0	0	
Vanadium (V) [Fresh Surface Water Emissions]	2.21E-10	kg	% 0	0	0	Heavy metals to water
VOC (Unspecified) [Fresh Surface Water Emissions]	1.03E-7	kg	% 0	0	0	Hydrocarbons to water
Zinc (Zn) [Fresh Surface Water Emissions]	4.24E-8	kg	% 0	0	0	

New Entry

Total Amount.

User: Admin | Owner: Admin | Total Amount.

File Edit Inputs Output Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, TERMINATED, 2007	1	kWh	Electricity Production - Single Technology	Extraction of coal and oil included

Inputs | Documentation

Output - Solid Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Bulky Waste [Solid Emissions]	3.27E-5	kg	% 0	0	0	Consumer waste
Bulky Waste from Steel Production [Solid Emissions]	1.86E-6	kg	% 0	0	0	Consumer waste
Catalysts Material [Solid Emissions]	3.71E-7	kg	% 0	0	0	Hazardous waste
Ferriferous Furnace Slags [Solid Emissions]	2.03E-6	kg	% 0	0	0	Hazardous waste
Gypsum (bi-product from energy production) [Solid Emissions]	0.0138	kg	% 0	0	0	
Hazardous Waste (Unspecified) [Solid Emissions]	1.49E-7	kg	% 0	0	0	
Inert Chemical Waste [Solid Emissions]	2.45E-8	kg	% 0	0	0	Hazardous waste
Medium and Low Radioactive Wastes [Solid Emissions]	2.69E-6	kg	% 0	0	0	Radioactive waste
Mineral Waste [Solid Emissions]	3.24E-5	kg	% 0	0	0	
Oil Sludge [Solid Emissions]	0.000103	kg	% 0	0	0	Hazardous waste
Quartz (Silica) (SiO2) [Solid Emissions]	3.6E-9	kg	% 0	0	0	Stockpile goods
Radioactive Waste [Solid Emissions]	1.12E-6	kg	% 0	0	0	
Rubber [Solid Emissions]	4.06E-7	kg	% 0	0	0	Consumer waste
Slag and Ashes from Energy Production [Solid Emissions]	0.047	kg	% 0	0	0	Bottom ash = 5.1 g, Fly ash = 44.1 g, TDP = 1.9 g
Slag and Ashes from Waste Incineration [Solid Emissions]	9.18E-8	kg	% 0	0	0	Slags and ashes
Slags Containing Manganese [Solid Emissions]	5.96E-8	kg	% 0	0	0	Slags and ashes
Sludge [Solid Emissions]	7.77E-9	kg	% 0	0	0	Hazardous waste
Unspecified Bulky Waste [Solid Emissions]	0.216	kg	% 0	0	0	
Unspecified Chemical Waste [Solid Emissions]	1.77E-6	kg	% 0	0	0	
Unspecified Industrial Waste [Solid Emissions]	5.74E-5	kg	% 0	0	0	
Unspecified Rubber [Solid Emissions]	2.43E-7	kg	% 0	0	0	
Unspecified Slag and Ashes [Solid Emissions]	4.63E-7	kg	% 0	0	0	Slags and ashes
Unspecified Slag and Ashes, Energy [Solid Emissions]	0.000823	kg	% 0	0	0	
Unspecified Slag and Ashes, Incineration [Solid Emissions]	3.11E-9	kg	% 0	0	0	
Unspecified Sludge [Solid Emissions]	1.67E-13	kg	% 0	0	0	

New Entry

Output - Stored Substances With Potential Emissions To Water

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments

New Entry

Output - Stored Substances With Potential Emissions To Soil

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments

New Entry

Output - Land Area Used

User: Admin | Owner: Admin | Name

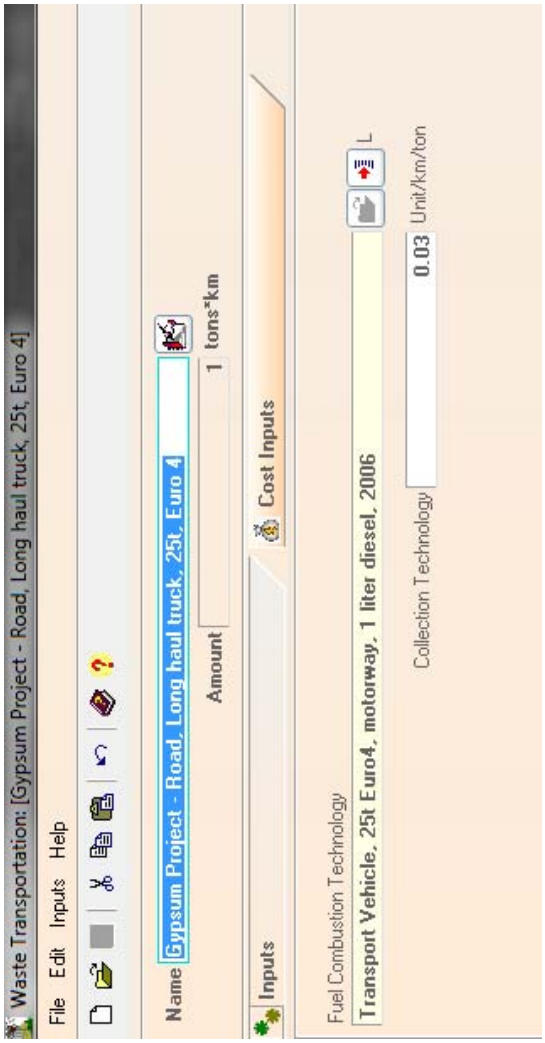
Figur A.1 fortsat

Transport af andre materialefraktioner

Papir og metal:

- Alle scenarier:
  - Transport Vehicle, 25t Euro4, motorway, 1 liter diesel (EASEWASTE database, see Documentation and LCI below, Figur A.2)

Transport Vehicle, 25t Euro4,motorway, 1 liter diesel, 2006 TECHNOLOGY Combustion of 1 liter diesel oil in a medium-size truck (Gross Vehicle Weight: 25 tonnes), e.g. a long haul truck. PROCESS Combustion emissions for a long haul truck (Gross Vehicle Weight: 25 tonnes) driving on motorway complying with the Euro4 European Emission Standard. Production of diesel oil is also included. LOCATION/ GEOGRAPHY DK YEAR Data created in 2006 DATA ORIGIN Emissions of carbon dioxide, nitrogen oxides, sulphur dioxide, carbon monoxide, volatile organic compounds (VOC) and particles (PM10) are calculated in the software TEMA2000 [1]. The heavy metal content in the fuel is based on average data found in literature [2]. DATA QUALITY The quality of the data is good. The most important emissions from combustion and production of diesel oil are included. REFERENCES [1] Trafikministeriet (2000). TEMA2000 - et værktøj til at beregne transporters energiforbrug og emissioner i Danmark (in Danish). Trafikministeriet. [2] Drivsholm, T., Holm-Petersen, M., Skårup, S, Frees, N. & Olsen, S. (2002). Produkters forbrug af transport. Systemanalyse. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 44 2002. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.



Figur A.11 Transport Vehicle, 25t Euro4, motorway, 1 liter diesel (EASEWASTE database).

Figur A.2 fortsat

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Transport Vehicle, 25t Euro4, motorway, 1 liter diesel, 2006	1	L	Fuel Combustion (Transportation)	AWL

Inputs | Documentation

Input - Material and Energy — Note: Only Terminated Processes.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Diesel Oil Production, EU, kg, TERMINATED, 1996 []	0.84	kg	% 0	0	0	

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Cadmium (Cd) [Air Emissions]	8.4E-9	kg	% 0	0	0	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air Emissions]	2.63	kg	% 0	0	0	
Carbon Monoxide (CO) [Air Emissions]	0.00223	kg	% 0	0	0	
Chromium (Cr) [Air Emissions]	4.2E-8	kg	% 0	0	0	
Copper (Cu) [Air Emissions]	8.4E-8	kg	% 0	0	0	
Lead (Pb) [Air Emissions]	8.4E-8	kg	% 0	0	0	
Mercury (Hg) [Air Emissions]	8.4E-10	kg	% 0	0	0	
Nickel (Ni) [Air Emissions]	8.4E-7	kg	% 0	0	0	
Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.0143	kg	% 0	0	0	
Particles - PM 10 [Air Emissions]	0.00013	kg	% 0	0	0	
Selenium (Se) [Air Emissions]	8.4E-9	kg	% 0	0	0	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air Emissions]	8.44E-5	kg	% 0	0	0	
VOC, Diesel Engine, Pre EURO [Air Emissions]	0.00106	kg	% 0	0	0	
Zinc (Zn) [Air Emissions]	8.4E-7	kg	% 0	0	0	

Output - Fresh Water Emissions — Note: Unspecified Emissions to Surface Water are Considered as Emissions to Fresh Water.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments

Output - Marine Water Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments

Output - Groundwater Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments

Output - Soil Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments

Output - Solid Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments

Output - Stored Substances With Potential Emissions To Water

Substitution af naturgips og undgået skibstransport
Scenarier: Gipsplader og Cement: (også følsomhedsanalyse i kompostscenariet):

- Undgået transport ”Bulk carrier 22500 DWT HFO 100% load nyt skib 1999”. Data fra TEMA2000 gav anledning til følgende emissioner og energiforbrug: Dieselforbruget er beregnet på baggrund af energiindholdet i dieselolie

	kg/t·km
PM10	1.51E-05
NOx	1.889E-04
SO_2	1.179E-04
CO	1.74E-05
HC	5.5E-06
CO_2	5.89E-03
Energy [GJ]	7.98E-05
Diesel [l]	2.21E-03

- Fuel Oil (Heavy) Production, EU, kg, TERMINATED, 1996, [EDIP, IPU-NF-K2224T99]
- Undgået primærprodukion af gips: “Virgin gypsum mining and crushing” (ECOINVENT Process, "Gypsum mineral, at mine/CH, S” **(#526)**)

- I sensitivitetsanalyser mht. Behandlingsmetoden “anvendelse til gipsplader” anvendes der transport med en 48t lastvogn:
  - ” Truck 48t EU4 50% load kgkm, TEMA 2000”. Data fra TEMA2000.

	kg/t·km
PM10	2.6 E-06
NOx	4.116 E-04
SO_2	2.3 E-06
CO	5.13E-05
HC	2.15 E-05
CO_2	7.134 E-02
Energy [GJ]	9.52 E-04
Diesel [l]	2.69 E-02

  - Diesel Oil Production, EU, kg, TERMINATED, 1996, [EDIP, IPU-NF-K2221T99]

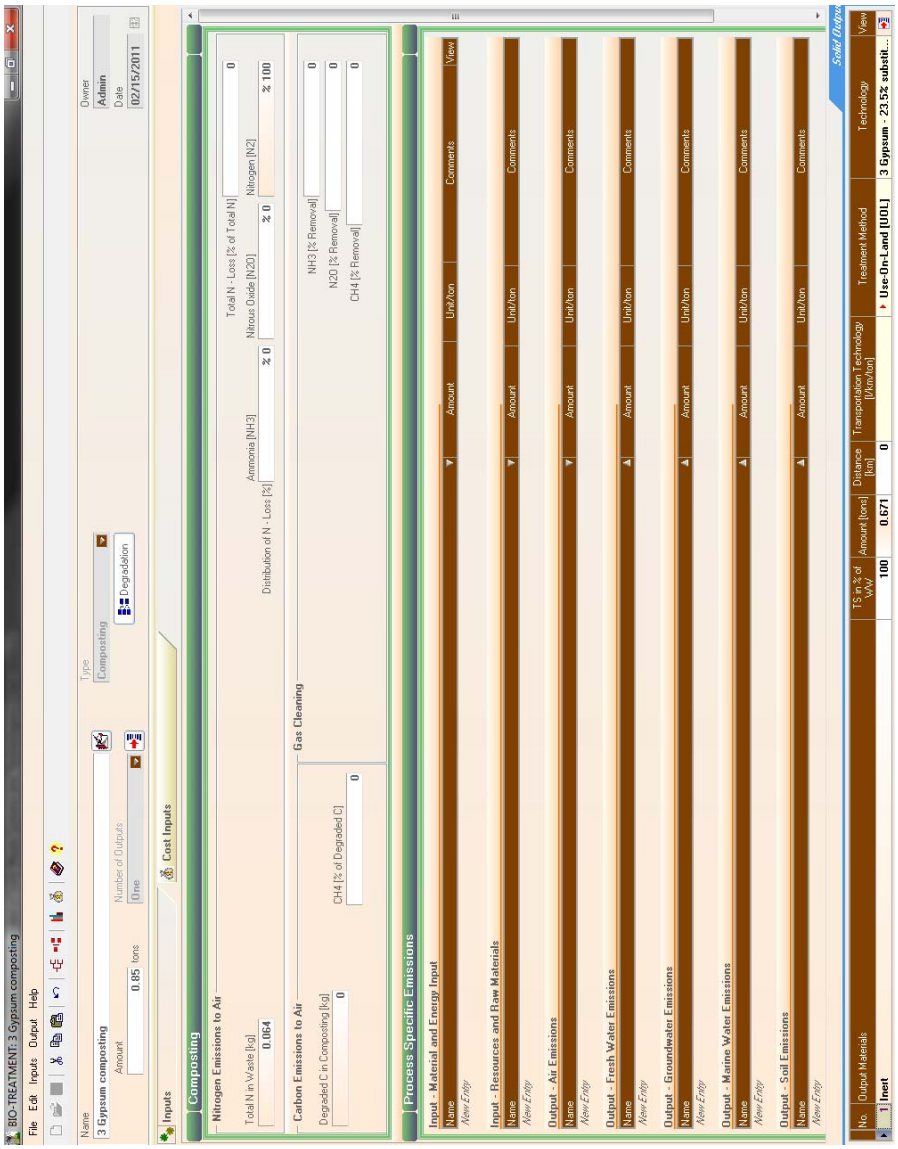
Substitution af svovlholdig gødning
Scenarie: Kompost:

- “Composted digestate as fertilizer on farm land (plant farming), DK, 2005” (EASEWASTE database, se LCI nedenfor, Figur A.3).
  - Production and Combustion of Diesel Oil in Truck, EU2, l TERMINATED (EDIP Process, E2752)
  - Undgået production af svovl er en process konstrueret til EASEWASTE-databasen, som allokerer emissioner fra

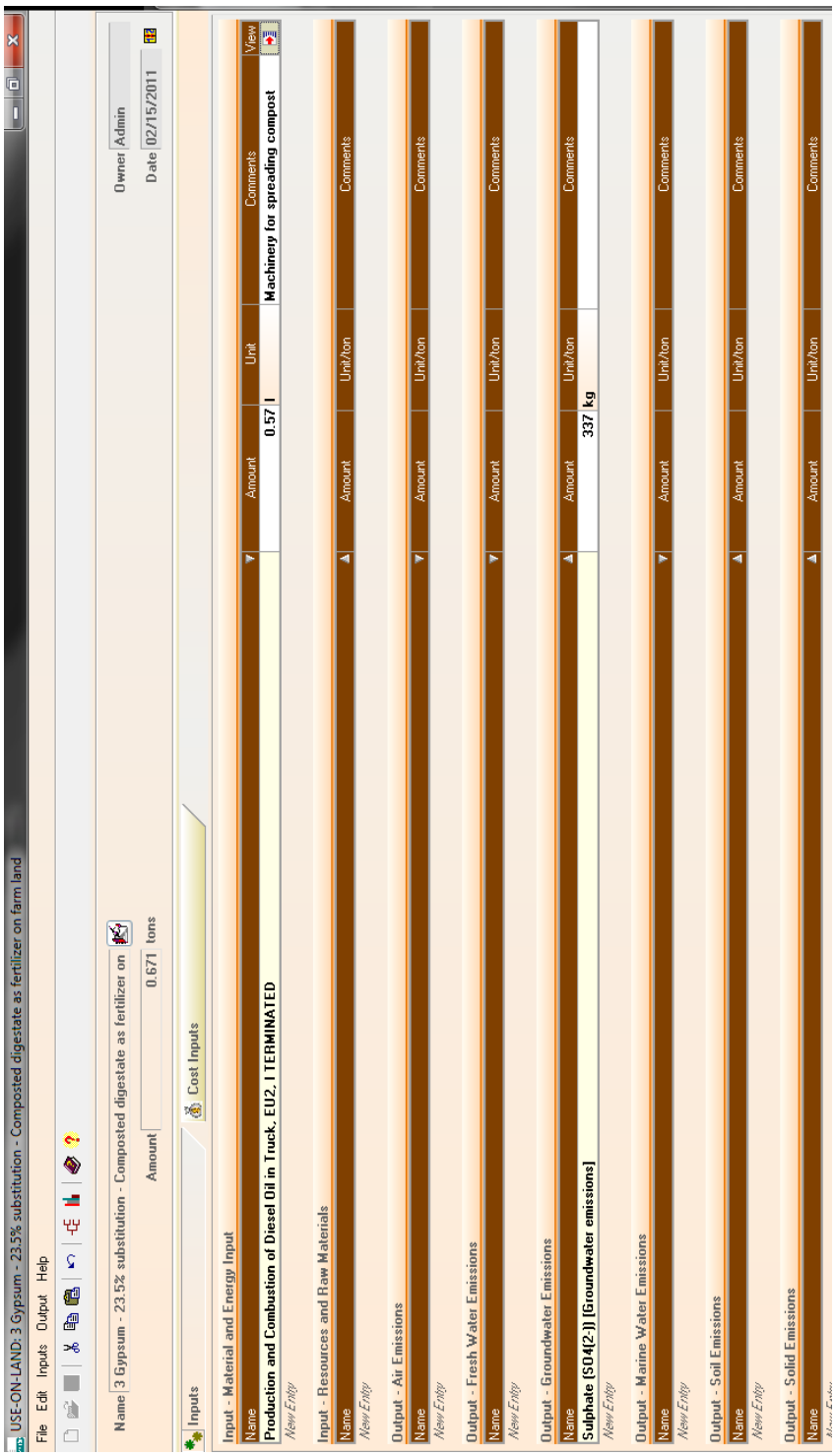
nedenstående Ecoinvent-proces baseret på massefordeling. Emissionerne allokeres baseret på mængden af S i ammoniumsulfatgødningen ($32g_S$/mol/($28g_N$/mol+$32g_S$/mol)=53% af emissionerne allokeres til S, se LCI nedenfor, Figur A.4):

- Ammonium sulphate fertilizer, as N (ECOINVENT Process "Ammonium sulphate, as N, at regional storehouse" **(#38)**)

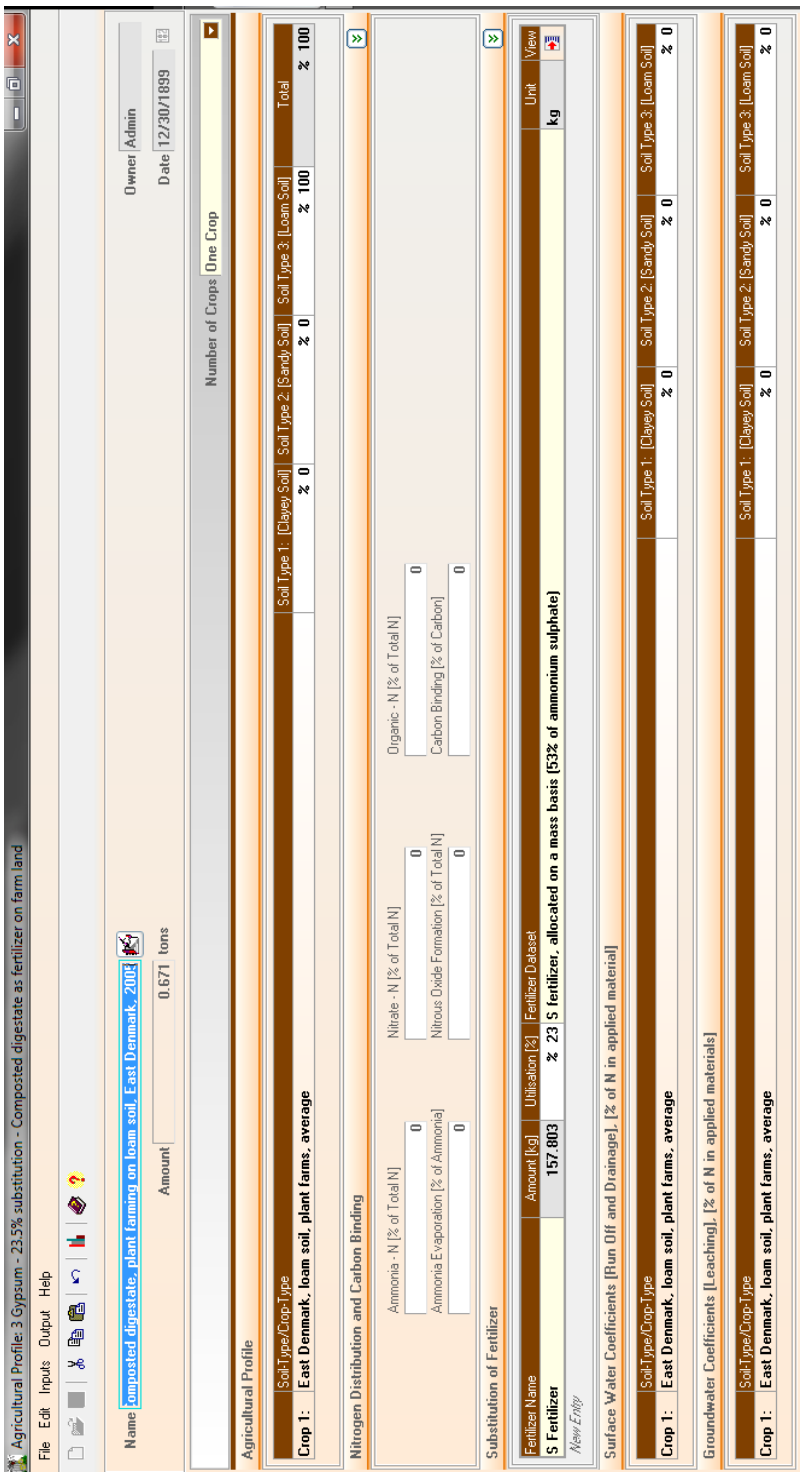
I følsomhedsanalysen, hvor der benyttes en anden størrelse substitution, benyttes en proces, som er den samme som "Composted digestate as fertilizer on farm land (plant farming), DK, 2005", hvor substitutionsraten og emissionerne er blevet modificeret (Figur A.5 og A.6).



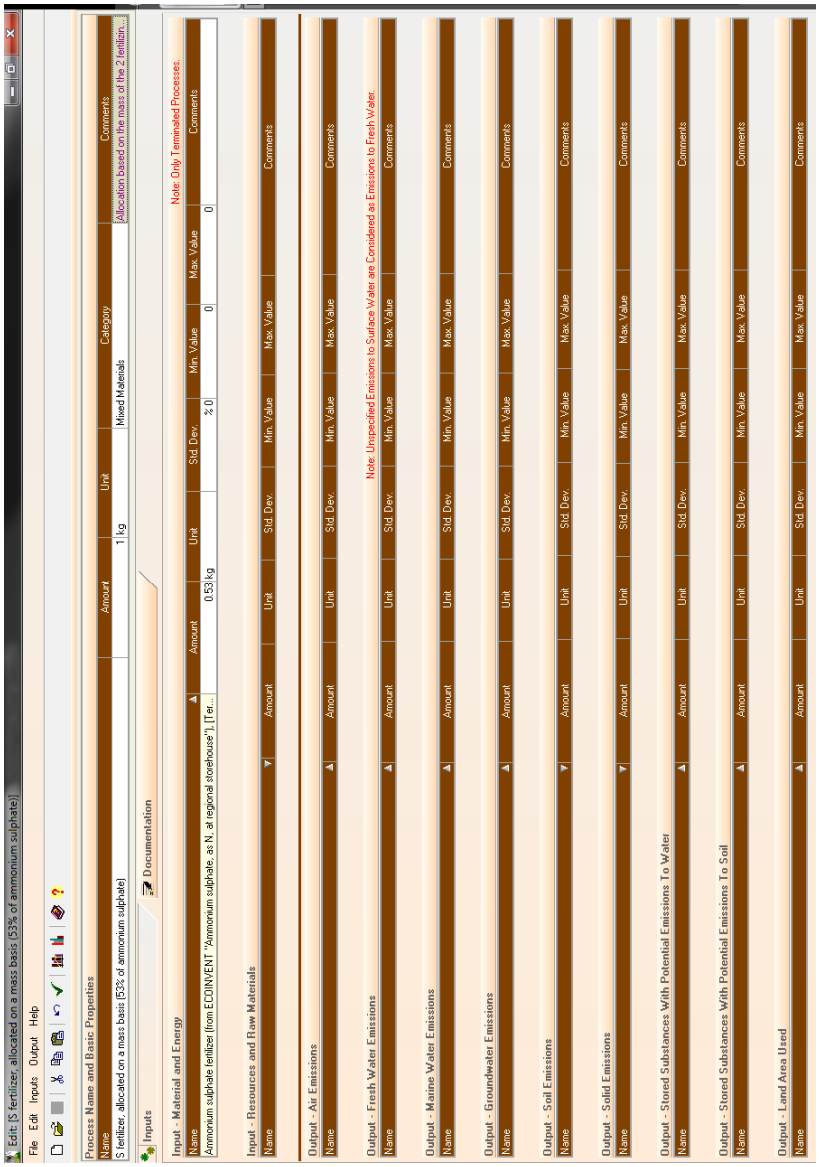
Figur A.12 Composted digestate as fertilizer on farm land (plant farming), DK, 2005, 23.5% substitution (EASEWASTE database)



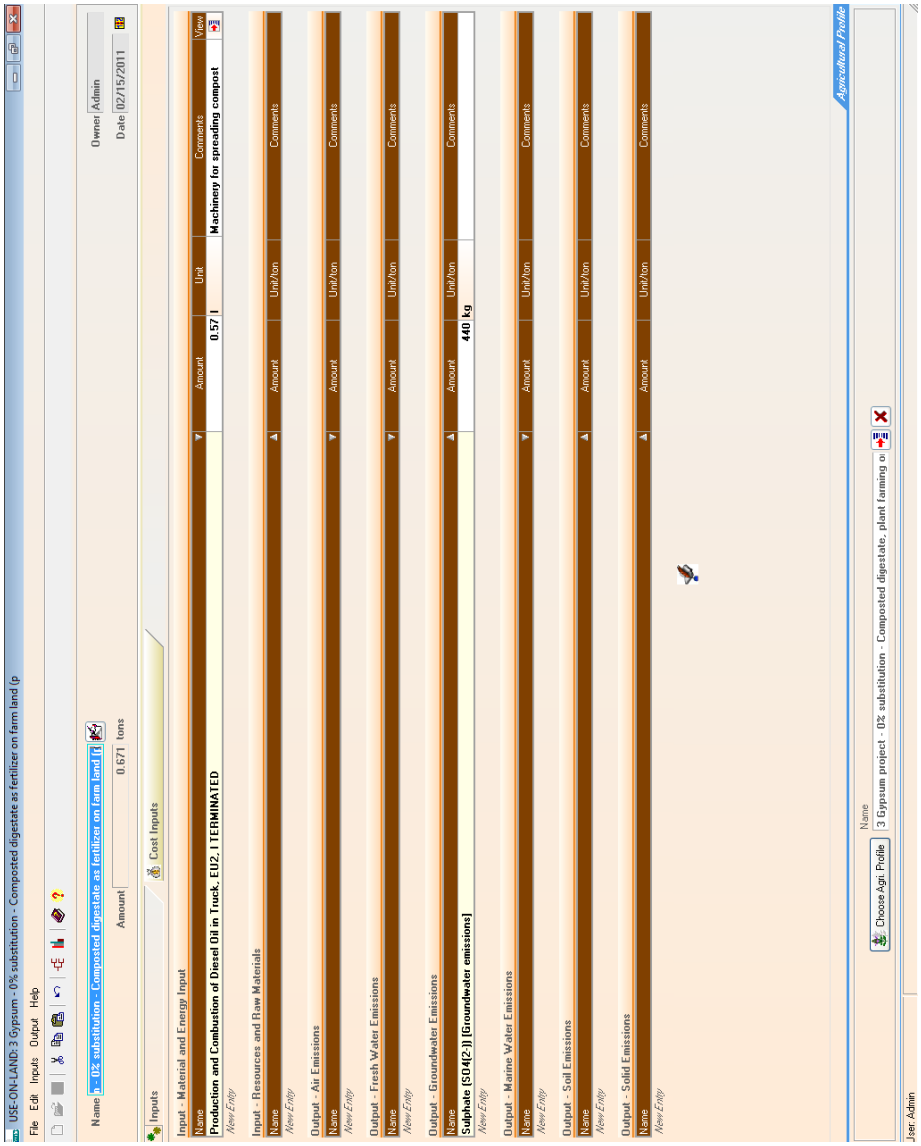
Figur A.3 fortsat



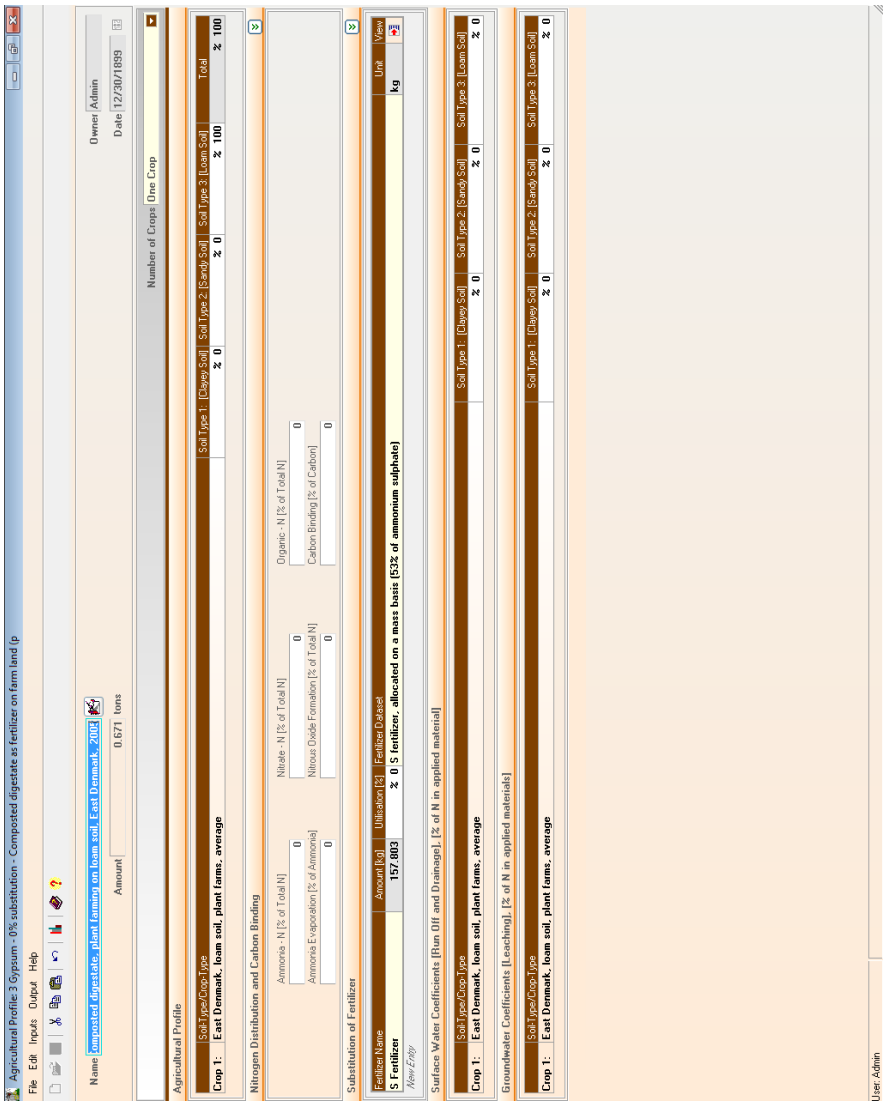
Figur A.3 fortsat



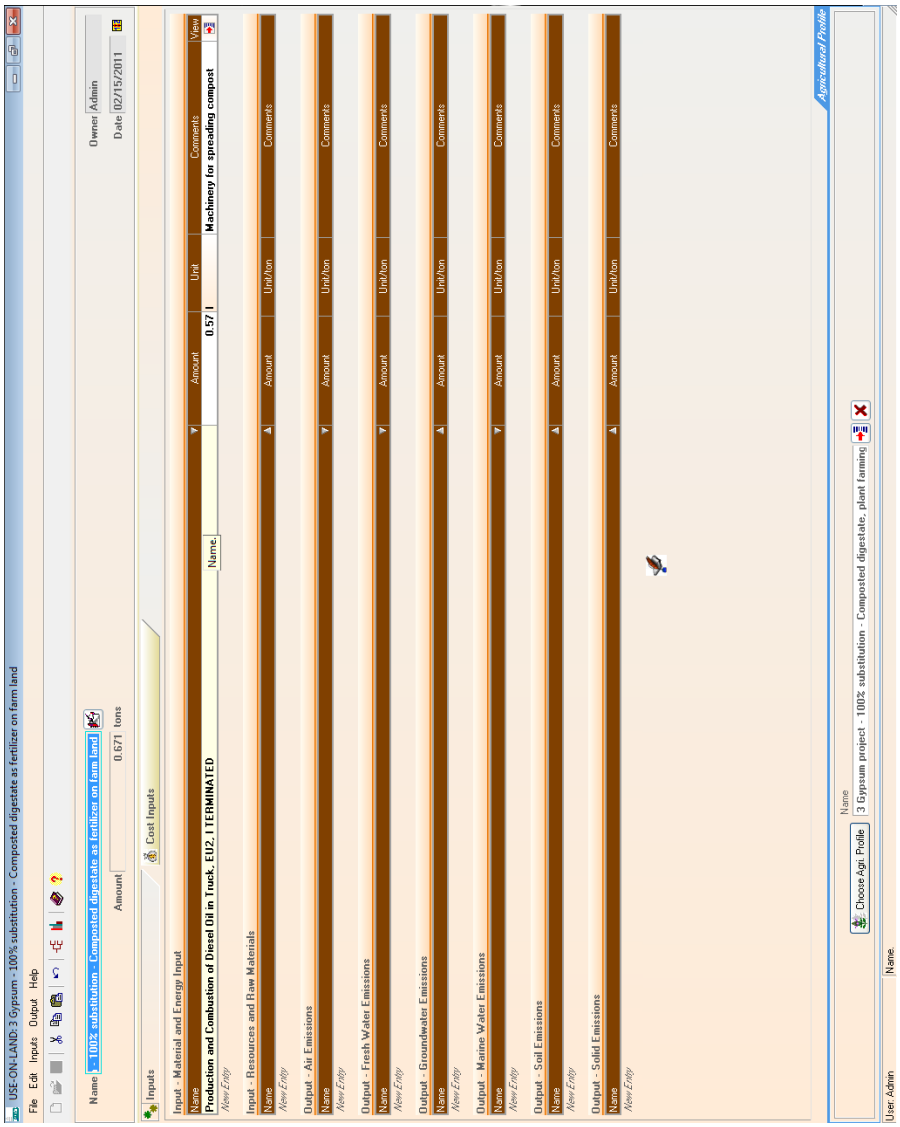
Figur A.13 Sulphur fertilizer allocated on a fertilizer mass basis (EASEWASTE process).



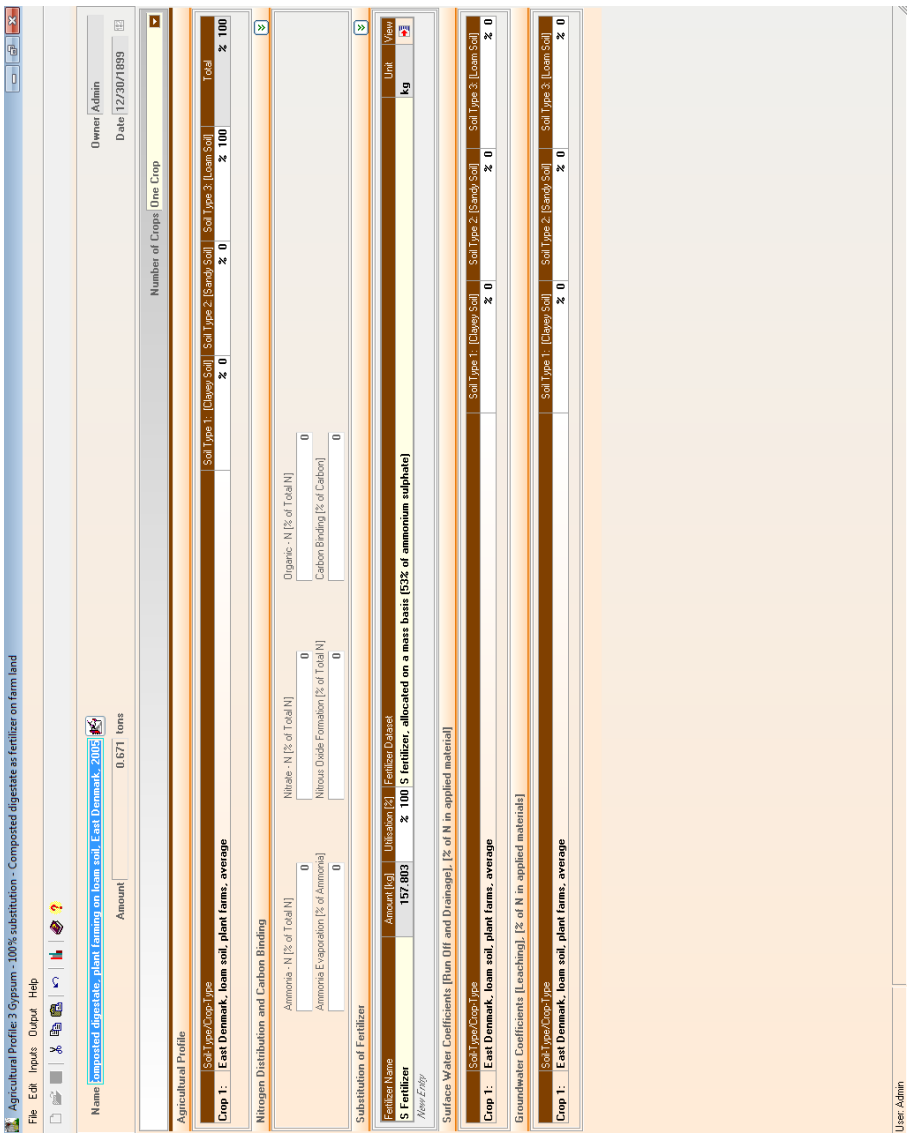
Figur A.14 Composted digestate as fertilizer on farm land (plant farming), DK, 2005, 0% substitution (EASEWASTE database)



Figur A.5 fortsat



Figur A.15 Composted digestate as fertilizer on farm land (plant farming), DK, 2005, 100% substitution (EASEWASTE database)



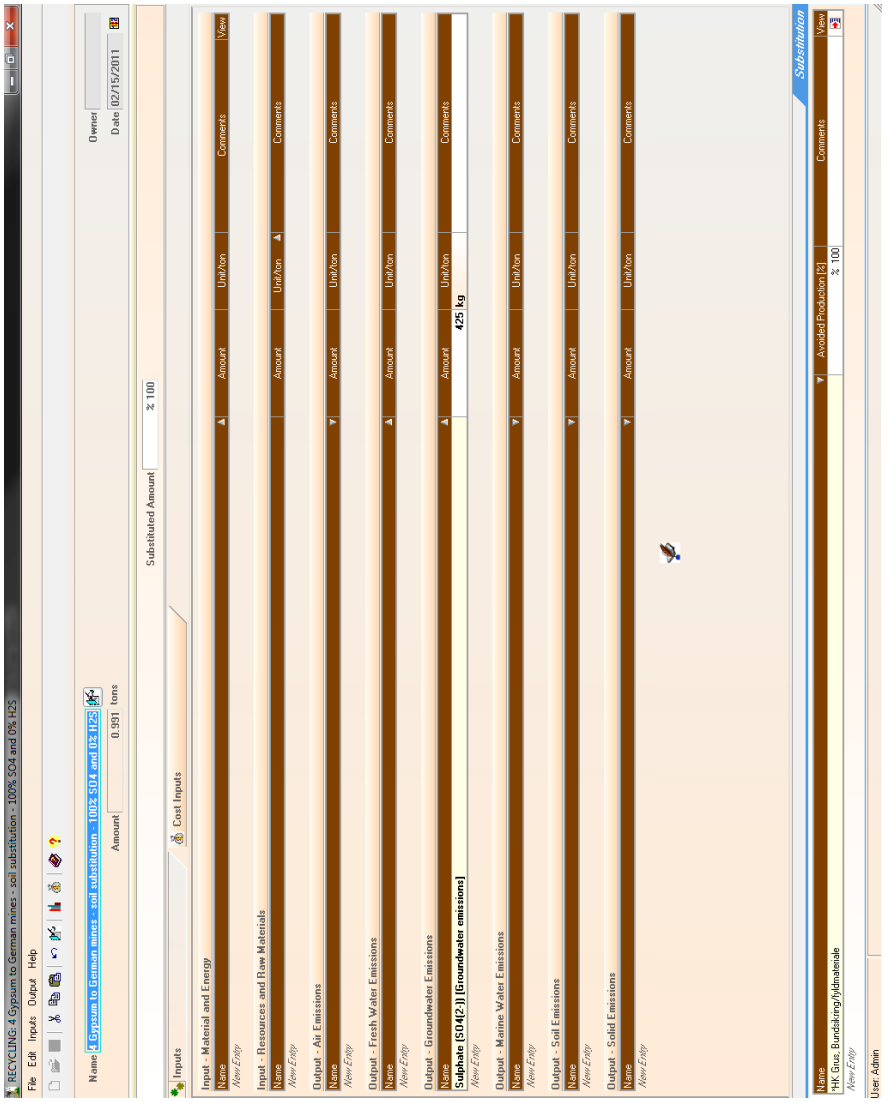
Figur A.6 fortsat

Scenarie: Gips til afdækning:

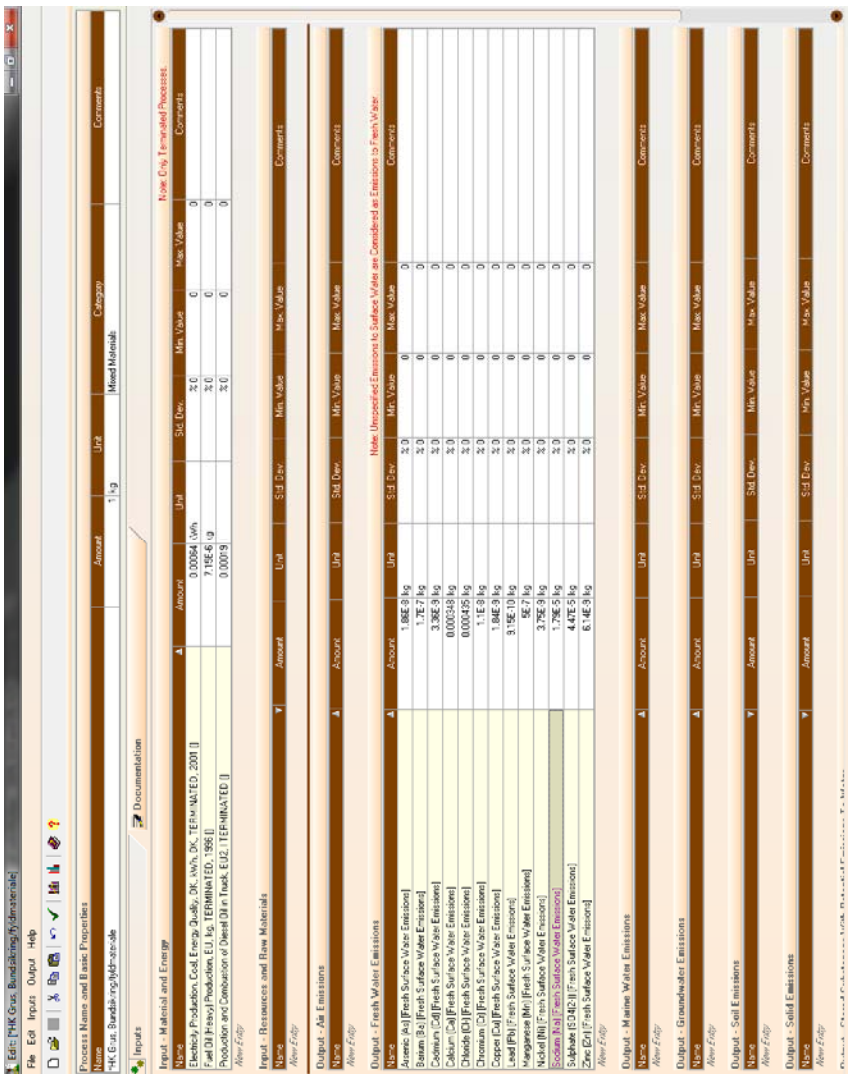
"Jordsubstitution - 100% SO_4 and 0% H_2S", proces konstrueret i EASEWASTE (se LCI nedenfor, Figur A.7) baseret på denne EASEWASTE.proces:

- "HK Grus, Bundsikring/fyldmateriale (se LCI nedenfor, Figur A.8)". Processen inkluderer kun EDIP-processer.
    - Production and Combustion of Diesel Oil in Truck, EU2, I TERMINATED (EDIP, E2752)
    - Fuel Oil (Heavy) Production, EU, kg, TERMINATED, 1996 (EDIP, IPU-NF-K2224T99)
    - Electricity Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, DK, TERMINATED, 2001 (EDIP, E2TW-11)

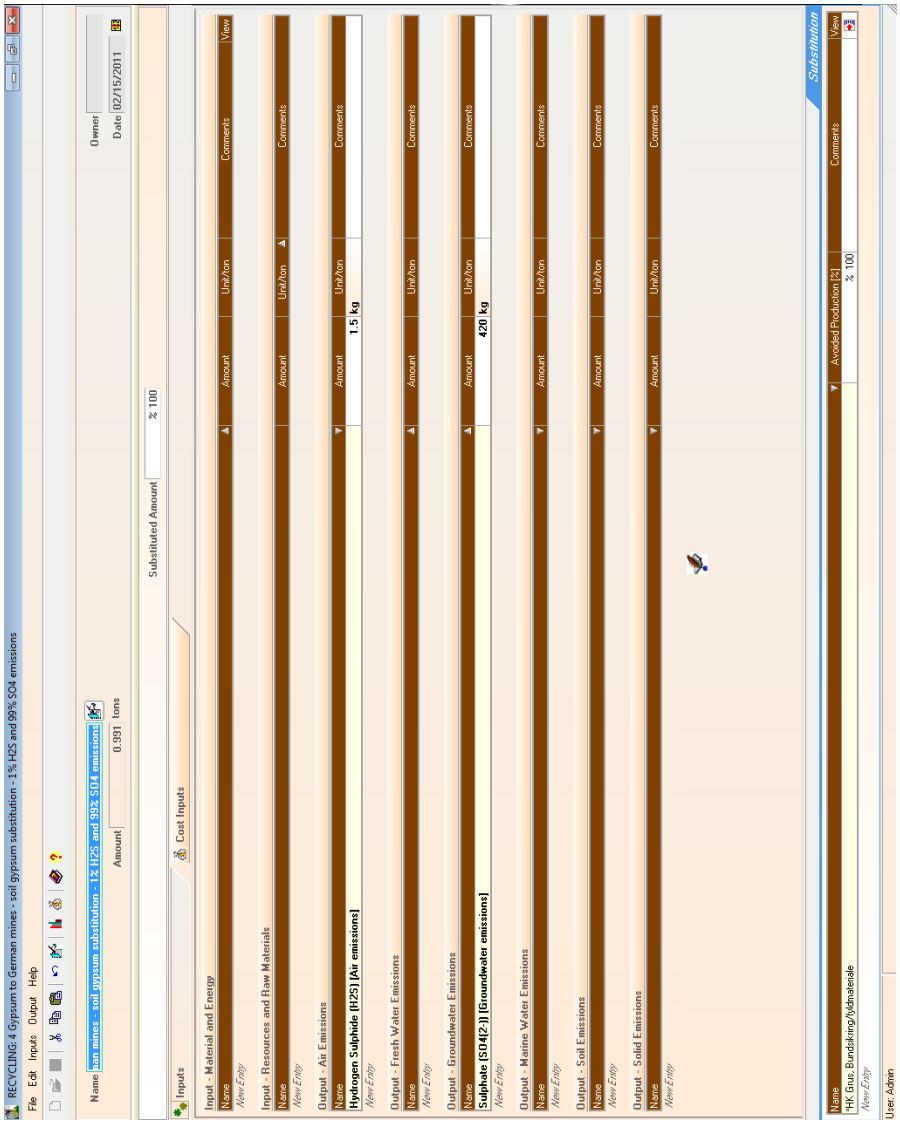
I følsomhedsanalysen, hvor 99 % af svovlet bliver til SO4 og 1 % bliver til H2S, er processen der anvendes den samme som "Jordsubstitution - 100% SO_4 and 0% H_2S" med modificerede emissioner (Fig. A.9). Følsomhedsanalysen med forskellig affaldssammensætning influerer ikke på disse processer.



Figur A.16 Jordsubstitution - 100% SO_4 and 0% H_2S (Process created in EASEWASTE)

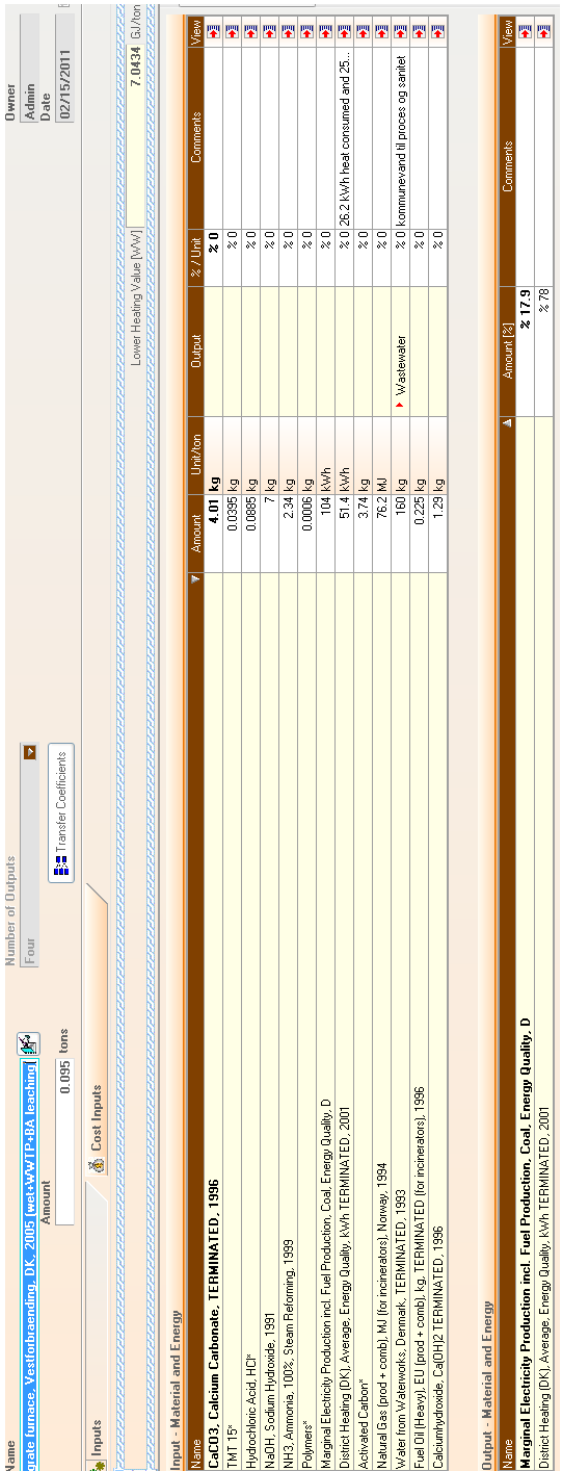


Figur A.17 Avoided excavation of soil "HK Grus, Bundsikring/fyldmateriale"(EASEWASTE database).



Figur A.18 Jordsubstitution - 99% SO_4 and 1% H_2S (Process created in EASEWASTE)

Papir til forbrændingsanlæg:
I alle scenarier, hvor der udsorteres en papir/papfraktion, forbrændes denne på et state-of-the-art affaldsforbrændingsanlæg. Dette modelleres vha. af en allerede eksisterende proces i EASEWASTE-databasen: “Incineration, grate furnace, Vestforbraending, DK, 2005 (wet+WWTP+BA leaching)”. LCI kan ses i Fig.A.10.



Figur A.19 “Incineration, grate furnace, Vestforbraending, DK, 2005 (wet+WWTP+BA leaching)” (EASEWASTE database)

Figur A.10 fortsat

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit/ton
Antimony (Sb)	5.3E-6	kg
Carbon Monoxide (CO)	0.033	kg
Cobalt (Co)	1.24E-6	kg
Dioxin (2,3,7,8-TCDD TEQ)	6.9E-10	kg
Hydrogen Chloride (HCl)	0.011	kg
Hydrogen Fluoride (HF)	0.00072	kg
Nitrogen Oxides (NOx)	1.02	kg
Sulphur Dioxide (SO2)	0.013	kg
Thallium (Tl)	3.2E-7	kg
Tin (Sn)	**3.47E-6**	**kg**
TOC	0.015	kg
Unspecified Dust	0.003	kg
Vanadium (V)	5.9E-7	kg

Output - Fresh Water Emissions

Name	Amount	Unit/ton
Antimony (Sb)	1.1E-5	kg
Arsenic (As)	7E-7	kg
Barium (Ba)	9E-6	kg
Cadmium (Cd)	5E-8	kg
Calcium (Ca)	0.052	kg
Chloride (Cl-)	**0.183**	**kg**
Chromium (Cr)	5.6E-6	kg
Cobalt (Co)	5E-8	kg
Copper (Cu)	0.00025	kg
Fluoride (F-)	0.0026	kg
Iron (Fe)	5E-5	kg
Lead (Pb)	7E-7	kg
Magnesium (Mg)	3.2E-5	kg
Manganese (Mn)	8E-7	kg
Mercury (Hg)	2E-8	kg
Molybdenum (Mo)	9E-5	kg
Nickel (Ni)	2.1E-6	kg
Selenium (Se)	1.4E-6	kg
Silicon (Si)	0.0003	kg
Zinc (Zn)	3.2E-6	kg

Energigenvinding fra forbrændingsprocessen modelleres som substitution af marginal elektricitet og varme vha. to EASEWASTE-processer:

- Marginal Electricity Production incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, 2006 (EASEWASTE database, se dokumentation og LCI nedenfor, Figur A.11)

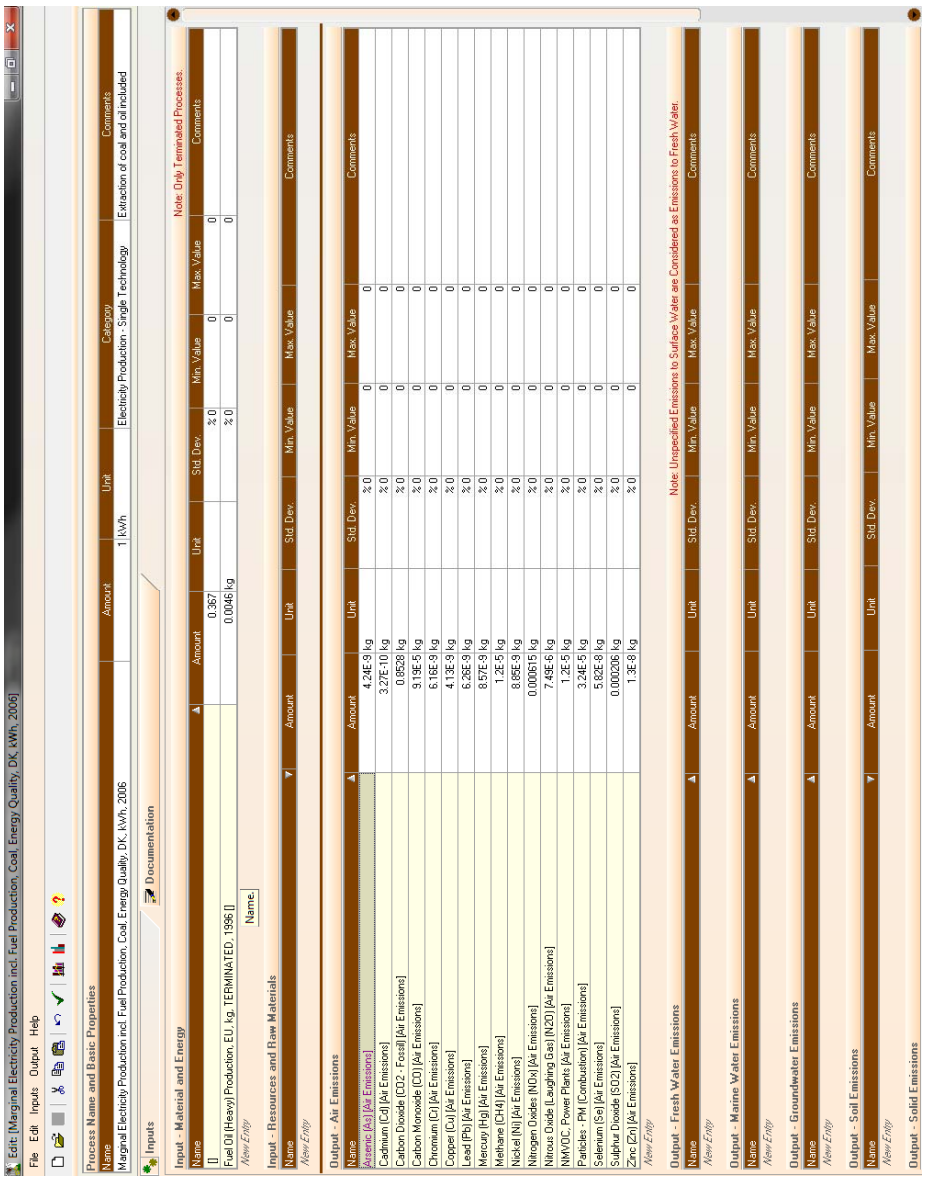
- District Heating (DK), Average, Energy Quality, kWh TERMINATED, 2001 (EDIP Process, EDIP E2TW-05)

Dokumentation for substitueret el.

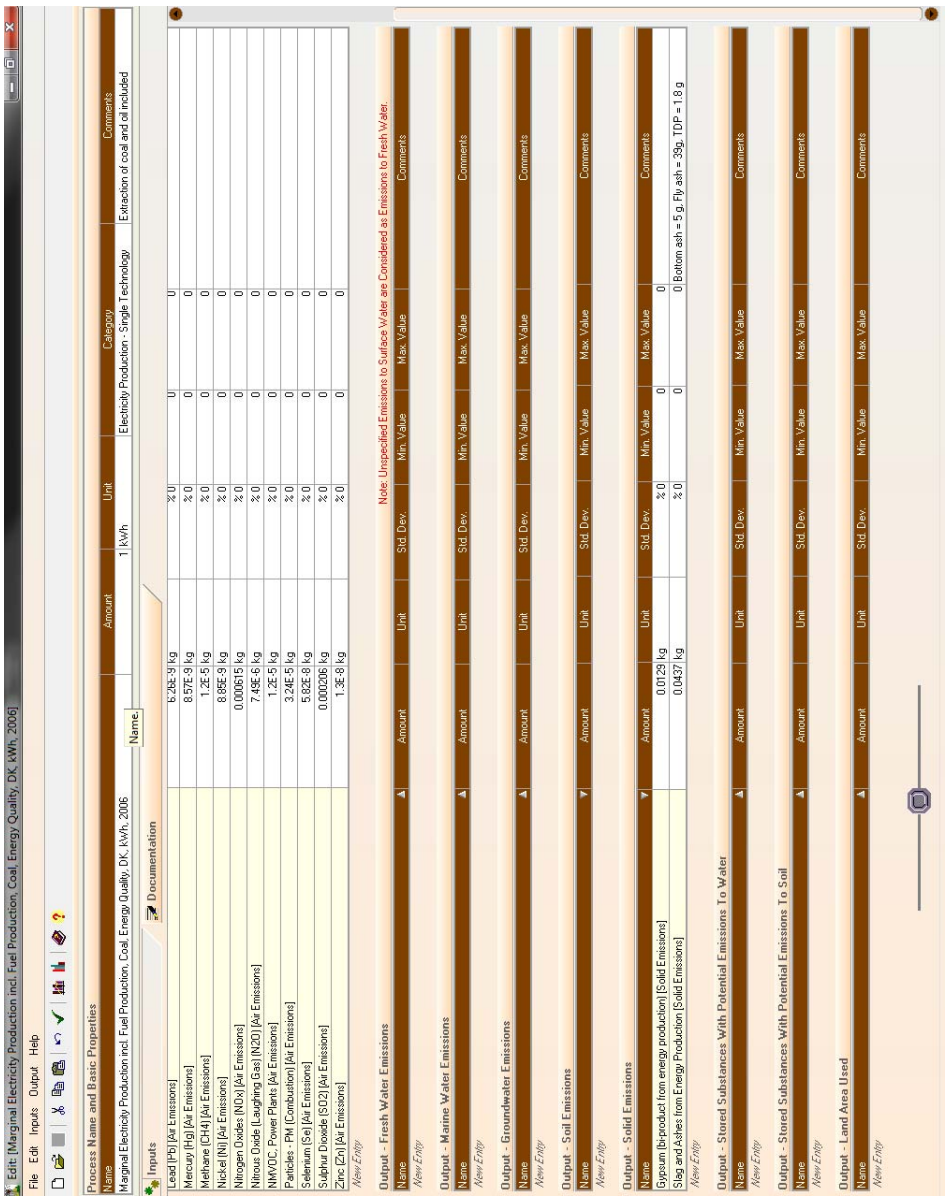
Marginal Electricity Production incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, 2006

TECHNOLOGY
Production of 1 kWh electricity as an average of seven Danish power plants (six combined heat and power (CHP) plants, one plant producing power only). These plants are identified as the ones capable of adjusting their electricity production to the demands of the market, thus being the "marginal" plants.
INPUT
Coal (main fuel) and oil.
OUTPUT
1 kWh electricity produced at the plant. Originally, data in [1] included a 2% loss in transmission and 5% loss in distribution, but data have been adjusted to only include production.
PROCESS
Coal and oil are utilized for energy production. Emissions to air are included as well as solid outputs from the combustion process. Extraction, processing and transport of coal and oil are included in the LCI.
LOCATION/GEOGRAPHY
Denmark
YEAR
2006
DATA ORIGIN
Data originate from a survey prepared by Energinet.dk in co-operation with Dansk Standard (Danish Standards) [1]. The aim of the collaboration was to produce an environmental label for Danish electricity, not for an average kWh but for the electricity production being influenced by the demands of the market. The data have later been updated from 2005 to 2007.
Emissions of heavy metals are an average of three Danish coal-based CHP plants (Green accounts 2006 for Esbjerg [2], Asnæs (line 2+5) [3] and Stigsnæs (line 1+2) [4].
Extraction, processing and transport of coal and oil are based on processes from the EDIP database.
DATA QUALITY (DQI = Fair)
Data are compiled as an average of seven Danish CHP plants, but adjusted to make coal the dominant fuel. This is due to coal being the fuel adjusted when the plants react to the market [1]. Emissions of heavy metals are based on three plants and are considered relatively certain.
REFERENCES
1. Behnke, K. (2006): Notat om deklaration af fremtidigt elforbrug, (Memorandum on the future electricity consumption, in Danish). Energinet.dk, Denmark.
2. DONG Energy (2007): Esbjergværket. Grønt regnskab 2006 (Esbjerg power plant. Green Account 2006, in Danish), Denmark.
3. DONG Energy (2007): Asnæsværket. Grønt regnskab 2006 (Asnæs power plant. Green Account 2006, in Danish), Denmark.
4. DONG Energy (2007): Stigsnæsværket. Grønt regnskab 2006 (Stigsnæs power plant. Green Account 2006, in Danish), Denmark.
NOTES

	Electricity is at six of the seven plants produced in combination with heat. Consequently, resource consumption, emissions, etc. are to be allocated between the two products. This is in [1] done based on energy quality, a method that allocates a relatively large share of resource consumption and emissions to electricity. The emissions of heavy metals are allocated accordingly.



Figur A.20 Marginal Electricity Production incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, 2006 (EASEWASTE database

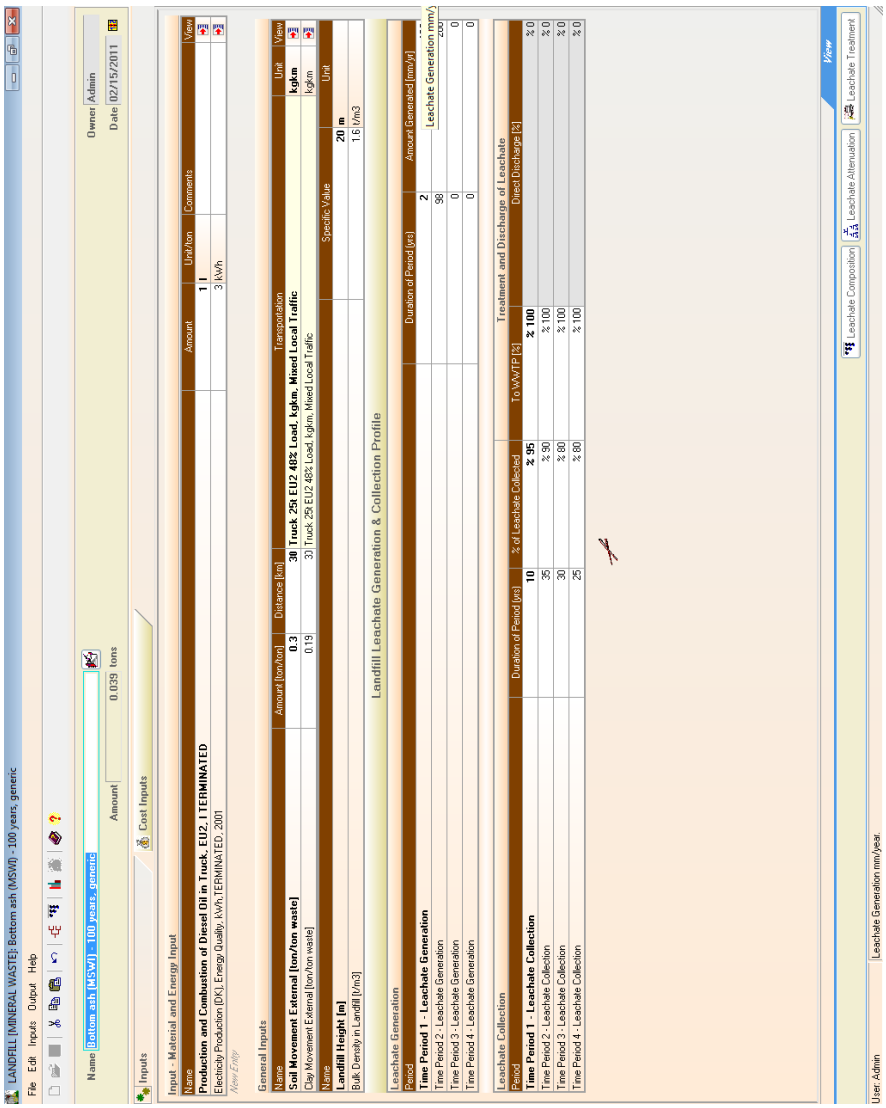


Figur A.11 fortsat

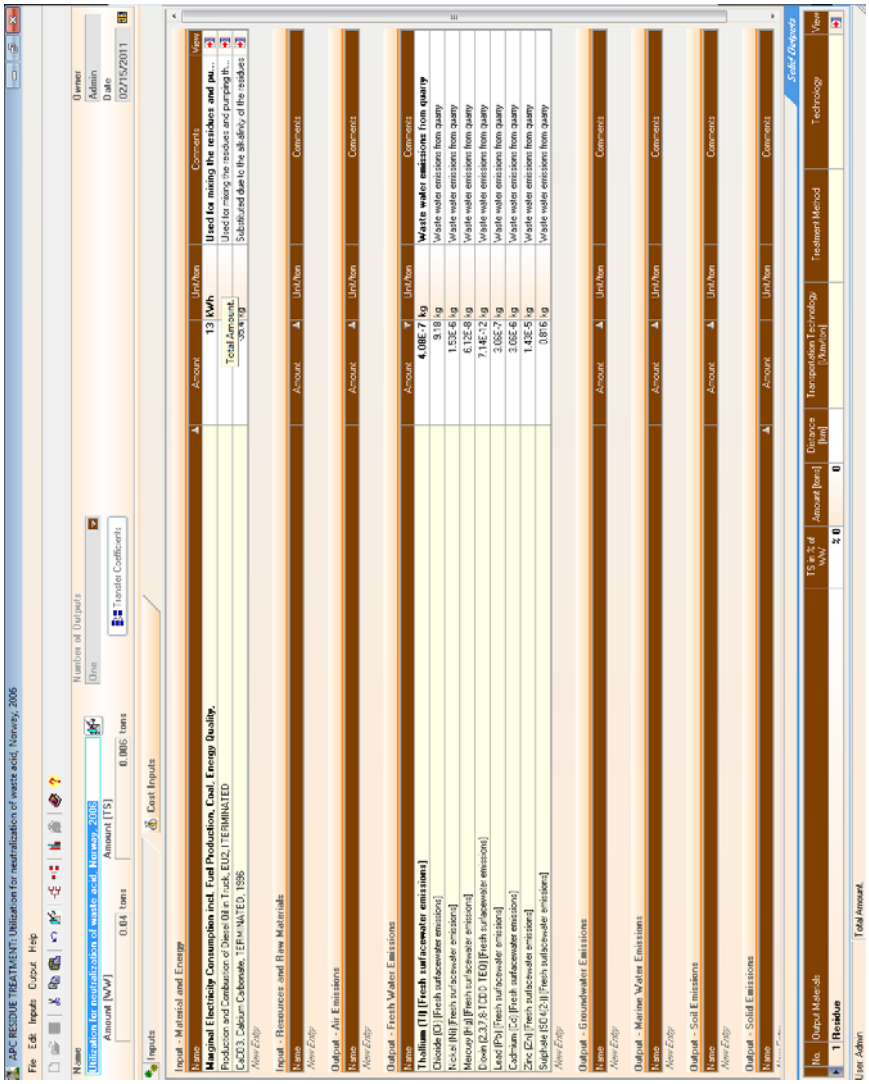
Handtering af slagge og flyveaske modelleres vha. to processer fra EASEWASTE-databasen:

- Slagge: “Bottom ash (MSWI) - 100 years, generic” (EASEWASTE database, se dokumentation og LCI nedenfor, Figur A.12)
- Flyveaske: “Utilization for neutralization of waste acid, Norway, 2006” (EASEWASTE database, se doumentation og LCI nedenfor, Figur A.13)
    - Denne process indeholder transport af flyveaske til Norge med skib: “Bulk Carrier 150000t, Fuel Oil, 75% Load, Liter” (EDIP, IPU-NF-O2810)

Bottom ash (MSWI) - 100 years, generic
TECHNOLOGY: Mineral waste landfill
INPUT: Bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI)
OUTPUT: Landfill leachate
PROCESS: The Bottom ash landfill receives inert waste fractions from MSWI. As a consequence, landfill gas generation is a negligible process and at the landfill no gas management scheme is implemented. However, leaching is still a significant process and technical measures are introduced to control leachate emissions including bottom liner, leachate collection system and leachate treatment (in waste water treatment plant). The uncollected leachate fraction is assumed to leave the bottom of the landfill and to reach the groundwater. Natural attenuation of leachate moving towards the groundwater has been disregarded for all leachate constituents except ammonia. It was assumed that half of the ammonia is converted into nitrates, as the redox conditions in the subsurface may become favourable to oxidation. The overall amount of leachate generated reflects the actual infiltration of rainwater through the landfill surface. In addition to the waste, the landfill needs material, energy and general inputs. Material input is here represented by diesel fuel utilized by the specialized vehicles operating on site. Energy input is considered in the form of electricity. General inputs are soil and clay inputs needed to construct temporary and final covers and bottom liner.
LOCATION/GEOGRAPHY: Generic
YEAR: Unknown
DATA ORIGIN
The data utilized come from full scale / pilot scale landfills and laboratory simulations
- Landfill leachate quantity and quality: estimated from literature [1], [2]
DATA QUALITY (DQI = Good)
The data is compiled from several sources, including leaching tests on MSWI bottom ash.
REFERENCES:
1. Hyks J., Astrup T. & Christensen T.H. (2009). Leaching from MSWI bottom ash: effects of non-equilibrium during column experiments. Waste Management 29, 522-529



Figur A.21 Bottom ash (MSWI) - 100 years, generic (EASEWASTE database)



Figur A.22 Utilization for neutralization of waste acid, Norway, 2006 (EASEWASTE database)

Utilization for neutralization of waste acid in Norway

TECHNOLOGY: Utilization of APC residues for neutralization of waste acid in Langøya, Norway substitution limestone.

INPUT: 1 tonne of APC residues.

OUTPUT: Treated excess water at the deposit is discharged to the sea. The process is assumed to substitute 35 kg of limestone.

PROCESS: The APC residues are mixed with water and waste acid generating a gypsum-like slurry. The slurry is pumped to an old limestone quarry, where the gypsum is used for reconstructing the quarry. Excess lime and buffer capacity in the APC residues are utilized for neutralizing waste acid also treated in the quarry. No leaching from the disposed residues was assumed to occur the first 100 years as the quarry is not hydraulically connected to the surrounding sea. Treated excess water at the deposit is discharged to the sea.

LOCATION/GEOGRAPHY: Norway

YEAR: Not stated, but app. 2000-2006

DATA ORIGIN: Data originate from a study performed by ISWA, WGTT (Working Group on Thermal Treatment of Waste) [1] providing a systematic overview of alternatives for management of APC residues. An LCA was performed on seven treatment alternatives for management of APC residues [2]. Assumptions, system boundaries, etc. are described in [2].

DATA QUALITY (DQI = Limited): In general, documentation of treatment alternatives for APC residues is very poor. This is also true for this process. The assumption regarding no leaching from the quarry within a 100 year perspective may be questionable.

REFERENCES:

1.Astrup, T. (2008): Management of APC residues from W-t-E plants, a
2.Fruergaard, T., Hyks, J. & Astrup, T. (2008): Life cycle assessment of

Metalgenanvendelse:

- Alle scenarier
  - Steel scrap to steel sheets, DK, 1992 (EASEWASTE database, see documentation and LCI below, Figur A.14)
    - Denne process indeholder undgaaet production af nyt staal "Fe, Steel Plate (89% Primary Fe), TERMINATED, 1990" (EDIP, M32205T98).

Steel scrap to steel sheets, DK, 1992

TECHNOLOGY

Remelting of steel scrap and rolling into steel sheets

INPUT

Steel scrap

OUTPUT

Reprocessed steel in sheets

PROCESS

Steel scrap is collected and sorted at a MRF or a shredding plant and sent to the recycling plant where it is melted and rolled into sheets. 0.98 kg steel scrap is needed for production of 1 kg steel sheet because virgin steel is added in the process. The reprocessed steel substitutes for steel produced from virgin resources. The loss of material grade for steel is assumed to be to 0%.

LOCATION/GEOGRAPHY

Denmark

YEAR

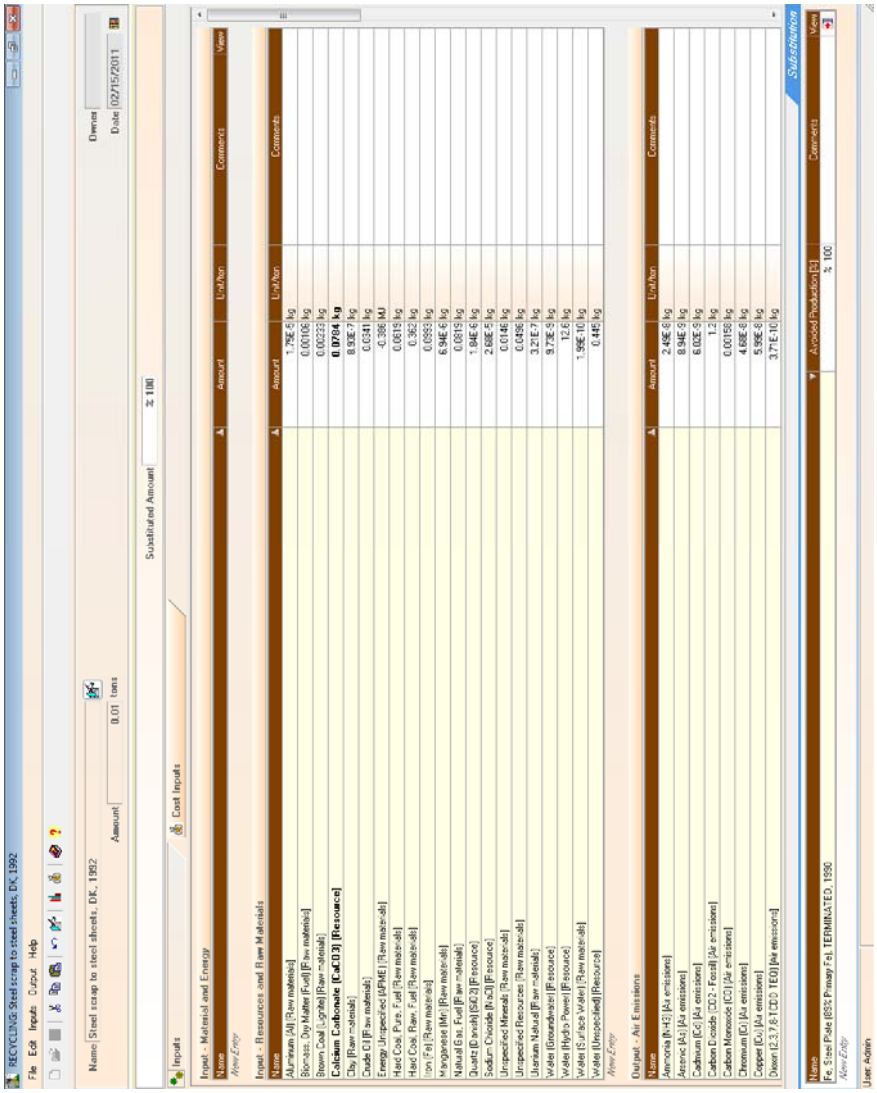
1992

DATA ORIGIN

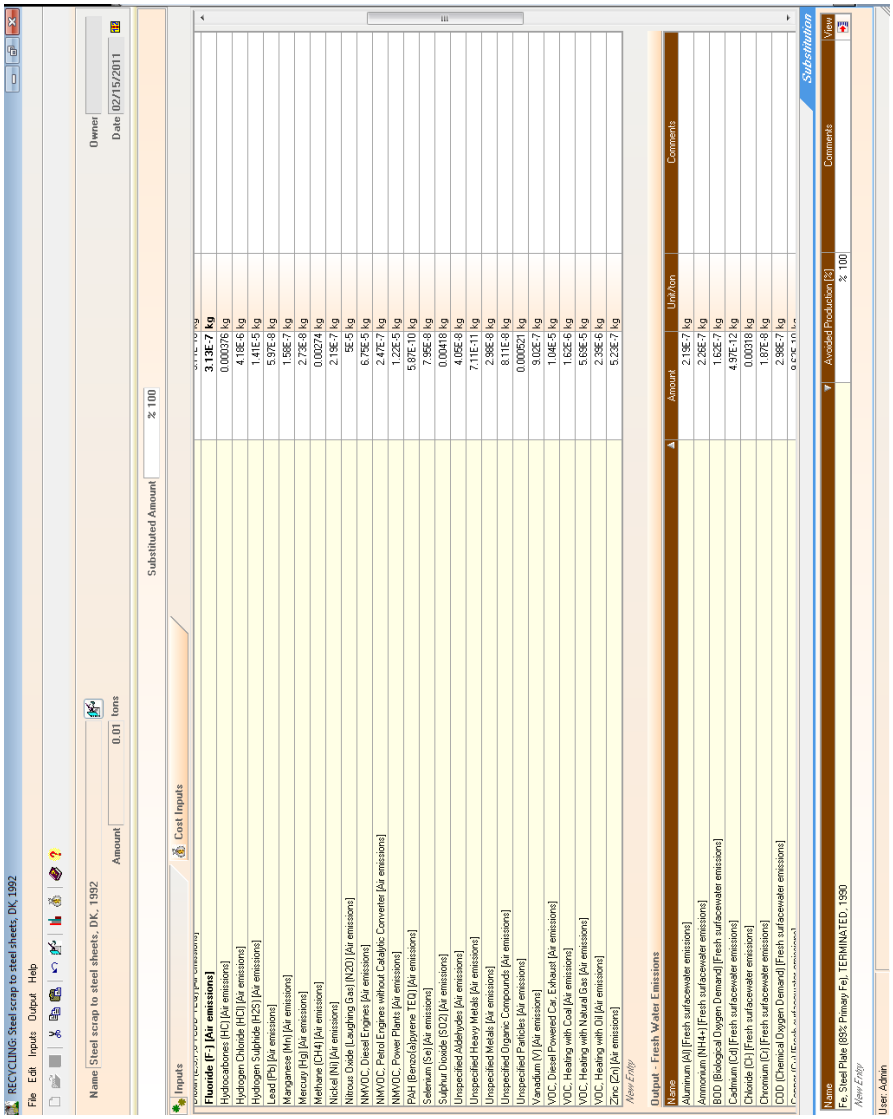
Data for reprocessing of steel scrap and production of steel sheets from virgin resources origin from the external processes used in this dataset. Included processes for reprocessing of steel scrap are: sorting of steel scrap, melting of steel scrap and rolling into sheets. Included processes for the substitution process are: production of raw steel, hot and cold-rolling of raw steel. Processing of auxiliary materials and combustion of fuels for energy production are included. See also the explanation in the documentation for the external processes.

DATA QUALITY (DQI = Good)

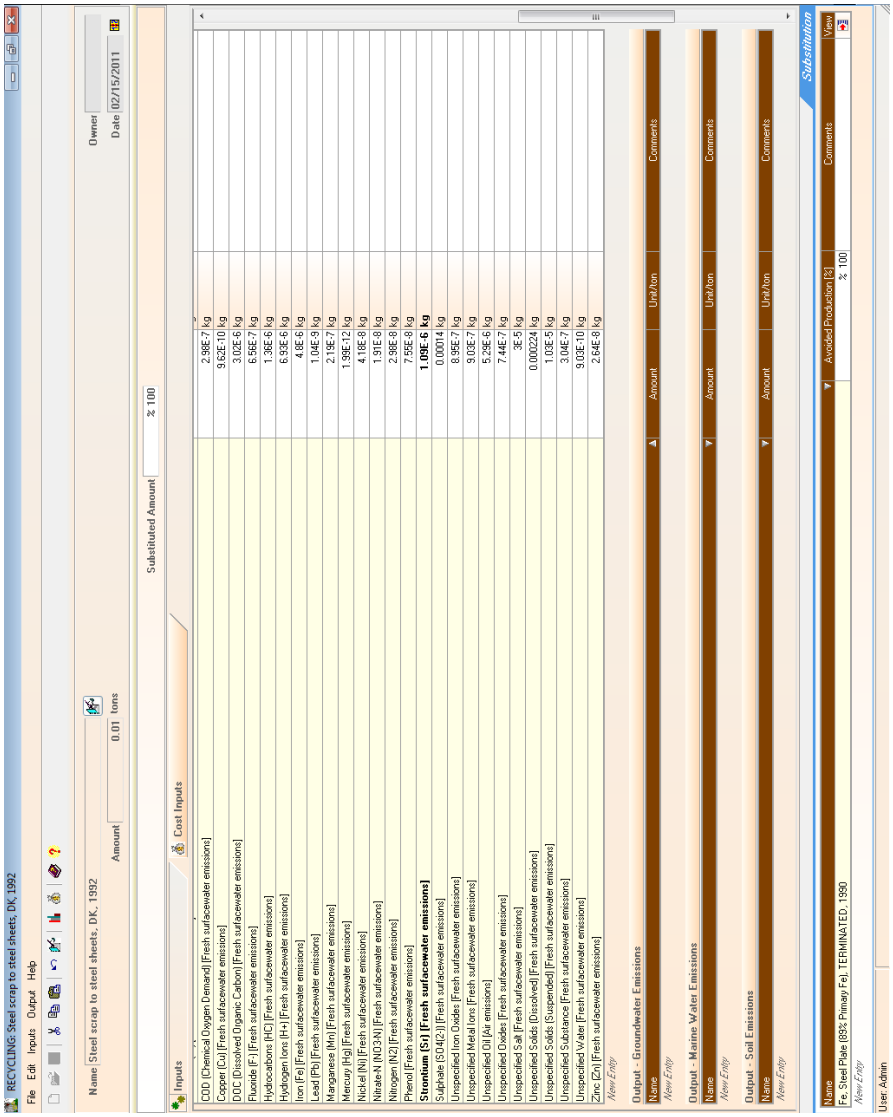
The same as the external processes



Figur A.23 Steel scrap to steel sheets, DK, 1992 (EASEWASTE database)



Figur A.14 fortsat



Figur A.14 fortsat

Bilag B: Review af LCA og samfundsøkonomisk analyse

Kritisk review af rapportens LCA-del

Reviewer: Henrik Wenzel

Generelle kommentarer

Dette review er resultatet af en iterativ review proces og udtrykker status efter 2 forudgående iterationer af reviews og rapport. Undervejs er mange af mine indledende kommentarer taget ind i rapporten. Der resterer imidlertid fortsat nogle kritikpunkter, som er væsentlige, og som er afgørende for den erkendelse, en læser vil stå tilbage med efter at have læst rapporten.

Rapporten er en LCA gennemført efter konsekvens-LCA princippet og udført på et generelt godt datagrundlag. Men afgrænsningen og valget af konkrete cases bag de alternative anvendelser af gipsaffald er snævert, og det bliver et problem for fortolkningen af studiets resultater. Dette problem forstærkes af måden resultater og konklusioner er præsenteret og formuleret på.

De udførte beregninger vurderes at være troværdige og retvisende inden for de rammer og afgrænsninger, der er udført. Men den resulterende opstilling af resultater samt konklusioner er, efter min vurdering, misvisende på afgørende punkter. Dette vil jeg redegøre for i det følgende, ligesom jeg vil formulere de væsentligste erkendelser og konklusioner fra studiet på den måde, jeg vurderer giver det mest retvisende billede af sammenligningen mellem de undersøgte anvendelser af affaldsgips: til gipsplader, til cement, til kompost og til afdækning af slaggebjerge.

Oparbejdning og genanvendelse af affaldsgips har nogle afgørende karaktertræk, som det er væsentligt at forstå, fordi de betyder alt for sammenligningen mellem de alternative anvendelser af affaldsgipsen. For det første er miljøpåvirkningen fra oparbejdning af affaldsgips og fra udvinding af naturgips meget små. For begge aktiviteters vedkommende er der tale om enkle mekaniske processer som gravning og knusning, der er fx ingen kemisk proces involveret. For det andet er disse processer meget ens, hvad miljøpåvirkning angår. For det tredje er den afgørende gevinst den samme ved genanvendelsen af affaldsgips i både gipsplader og cement, i.e. en substitution af naturgips i forholdet 1:1. At miljøpåvirkningerne både er meget små og meget ens for oparbejdning af affaldsgips hhv. udvinding af naturgips (og substitutionsforholdet ens for anvendelse i gipsplader og cement) betyder derfor, at andre forskelle end den centrale substitution af jomfrueligt materiale afgør miljøforskellen mellem de alternative anvendelser af affaldsgipsen. Det gør sammenligningen mellem alternativerne meget labil for alle andre antagelser, og det betyder reelt, at de konkrete lokaliteter for oparbejdning og anvendelse af affaldsgipsen bliver altafgørende for, hvilket alternativ der er mest miljøvenligt. Ikke sådan at forstå, at alternativerne er generelt jævnbyrdige, snarere tværtimod, idet der kan være meget store relative forskelle mellem alternativerne fra situation til situation. Denne helt afgørende afhængighed af konkrete og lokalspecifikke forhold er ikke tilstrækkeligt belyst af studiet og kommer ikke frem i præsentationen af resultater og i konklusionen.

Sammenligning mellem anvendelse af affaldsgips i gipsplader og i cement

I sammenligningen mellem anvendelsen af affaldsgipsen i gipsplader og cement, bliver nyttiggørelsen af *papirfraktionen* fra affaldsgipsen samt *transportmidler og transportafstande* ved de alternative anvendelser af både papirfraktionen og

gipsfraktionen således altafgørende for den miljømæssige forskel og dermed for resultater og konklusion.

Studiets basis scenario ser på en konkret anvendelse til gipsplader i dansk gipspladefabrik sammenlignet med en konkret anvendelse til cement i svensk cementfabrik. Basisscenariet rummer en uhensigtsmæssig sammenblanding af generelle og konkrete lokalspecifikke antagelser, idet det antages at anvendelsen af papirfraktionen er ens (en afhænding af papirfraktionen til affaldsforbrænding, som den foregår i det danske affaldsforbrændingsanlæg Vestforbrændingen, er antaget), mens transporten til gipspladefabrik hhv. cementfabrik modelleres som de konkrete afstande og transportmidler. Af årsager, som jeg ikke har kunnet finde forklaring på, er der imidlertid alligevel en helt afgørende forskel på miljøgevinsten fra papirfraktionens forbrænding i de to scenarier – en forskel der er afgørende for sammenligningen, men som ikke forklares eller kan retfærdiggøres med den i øvrigt generelle antagelse om ens skæbne for papirfraktionen. Forskellen i transportafstand bliver den mest afgørende miljøforskel mellem de to alternativer, og papirfraktionens betydning den næstmest afgørende, og tilsammen udgør de to hele forskellen.

Vi ved imidlertid, hvor stor forskel der kan være på miljøgevinsten ved at energigenvinde papir i forskellige affalds- eller energi anlæg. Nogle steder vil man fremstille både el og fjernvarme, og endvidere kunne opnå en miljøgevinst ved begge energileverancer, mens man andre steder ikke når den store miljøgevinst ved varmedelen ligesom varme/el bindingen kan medføre miljømæssigt uhensigtsmæssige substitutionsforhold mellem affaldsforbrændingsanlæg og kraft/varmeværker eller kraftværker på nettet. I andre tilfælde vil anlægget måske være et rent varmeværk, som det i øvrigt også påpeges at være tilfældet i det konkrete svenske eksempel for cementanvendelsen. Sådanne lokale forhold vil være altafgørende for miljøpåvirkningen/gevinsten fra papirfraktionen, som igen er et afgørende miljøaspekt for hele systemet. Det bør beslutningstagere gøre sig klart, og det kommer ikke tilstrækkeligt frem i studiet eller rapporten, som den ligger. Endvidere er afstanden fra den lokalitet, hvor gipsaffaldet indsamles til og oparbejdes og til anvendelsen i cement eller gipspladefabrik afgørende. Studiet indeholder et følsomhedsscenario, hvor cementfabrikken antages at ligge i Ålborg, og det viser sig som forventet at være afgørende for sammenligningen. Men dette bør generaliseres yderligere, for der er principielt andre muligheder for afsætning af gipsaffaldet, som rent miljømæssigt kan være attraktive. Ligger indsamling/oparbejdning fx i nærheden af en havn, vil en transport til cement eller gipspladefabrik i udlandet kunne ske med skib, og det vil fuldstændigt eliminere betydningen af selve afstanden til gipsplade eller cement fabrikken, idet miljøbelastningen fra skibstransport er ubetydelig pr. tonkm i forhold til lastbil transport.

De to væsentlige parametre – papirets skæbne og transportens type og afstand – kan være meget forskellige fra sted til sted og situation til situation, og den relative forskel mellem gipspladeanvendelse og cementanvendelse vil være tilsvarende forskellig og kan være meget stor relativt. Konklusionen på sammenligningen mellem gipspladeanvendelse er således ikke, at de ’er meget jævnbyrdige, men med en lille fordel for gipspladeanvendelse’, som en læser nok vil tolke af rapporten, men at forskellen afhænger af omstændighederne for lokalisering af gipsindsamling og oparbejdning og for anvendelse af papirfraktionen, og at omstændighederne både kan betyde meget stor relativ fordel for gipspladeanvendelse og for cement. Studiet belyser en helt konkret sammenligning med helt konkret lokalisering af indsamling og oparbejdning og konkret placering af gipspladefabrik og cement fabrik. Resultaternes og konklusionens afhængighed af disse konkrete omstændigheder kommer ikke tydeligt nok frem i rapporten. Det

er ikke tilstrækkeligt retfærdiggjort, at disse konkrete omstændigheder i basis scenariet, er meget mere sandsynlige end andre fremtidige muligheder, ligesom andre mulige omstændigheder ikke er belyst godt nok. Studiet og rapporten bør ændre dette og fremhæve den store følsomhed for denne afhængighed af de konkrete omstændigheder.

Jeg vil gerne gøre læseren opmærksom på, at figur 0.1 i resumeet, som indeholder resultaterne fra det såkaldte basisscenario, således *ikke* kan ses som udtryk for en generel sammenligning mellem de alternative anvendelser. Denne figur burde efter min vurdering ikke vises så isoleret fra diskussionen om betydningen af omstændighederne, som den gør, i stedet burde afhængigheden af omstændighederne trækkes frem.

Anvendelse af gipsaffaldet i kompost

Anvendelsen i kompost præsenteres i resume og konklusion – ligesom inde i rapporten – som en klar tredje prioritet rent miljømæssigt. Jeg kan ikke finde fagligt belæg for denne prioritering af kompostanvendelsen i rapporten.
Det er karakteristisk for denne anvendelse, at der er to væsentlige antagelser og usikkerheder, som er helt afgørende for miljøgevinsten. Disse antagelser er så betydende og usikkerhederne så store, at kompostanvendelsen er vanskelig at rangere entydigt i forhold til de øvrige i hvert fald hvad angår bidrag til drivhuseffekt. Afhængigt af antagelser, kan den principielt både rangere *langt mere positivt* end de øvrige og lidt mere negativt. Som det fremgår i det følgende, vurderer jeg, at sandsynligheden taler for, at komposteringsanvendelsen er væsentligt bedre end de øvrige alternativer, hvad drivhuseffektbidraget angår.
De to afgørende aspekter for kompostanvendelsens bidrag til drivhuseffekt er 1) graden af fortrængning af svovlgødning og 2) indvirkningen på komposteringsprocessens udledning af drivhusgasser.

Fortrængning af svovlgødning: rapporten sandsynliggør, at der skal opnås en nær fuld nyttiggørelse af det til komposten tilsatte sulfatindhold, hvis den resulterende fortrængning af svovlgødning skal blive så stor, at kompostanvendelsens drivhuseffektbidrag bliver bedre end alternativerne. Rapporten sandsynliggør også, at med den konkret modellerede dosering af gipsaffald til kompost i det aktuelle eksempel, vil anvendelsen af komposten på marken medføre en overdosering af svovl, hvilket igen betyder en ringere fortrængning af svovlgødning og udvaskning af sulfat til grundvandet. Læseren sidder imidlertid tilbage med det indtryk, at en mindre dosering måske kunne være attraktiv, og at dette i givet fald kunne vende billedet til fordel for kompostanvendelsen. Studiet og rapporten mangler at retfærdiggøre, at en mindre og miljømæssigt mere optimal dosering er urealistisk i fremtiden – fx fordi transportomkostninger måske i så fald bliver for store, fordi gipsaffaldet skal fordeles på for meget kompost for langt fra indsamling og oparbejdning. Læseren kan ikke på baggrund af rapporten, som den fremstår nu, vurdere om en mindre dosering er urealistisk i fremtiden for den konkret vurderede lokalitet, eller for andre mulige fremtidige lokaliteter.

Hvis ikke dette på troværdig vis kan afklares i studiet og dokumenteres i rapporten, bør læseren være opmærksom på muligheden for en mindre dosering, og dermed muligheden for, at kompostanvendelsen hvad drivhuseffekt angår, kan blive det mest attraktive alternativ alene pga. fortrængning af svovlgødning.

Forbedring af kompostens struktur og redoxforhold med reduktion af dens udledning af drivhusgasser: Det er velkendt, at kompostering kan medføre stor udledning af drivhusgasser. Fra data i Christensen (ed., 2011) *Solid Waste Technology & Management* kan udledes følgende intervaller for udledning af methan og dinitrogenoxid fra kompostering:

- Methan: 5 – 300 kg CO_2-ækvivaleneter/ton kompost
- Dinitrogenoxid: 30 – 120 kg CO_2-ækvivalenter/ton kompost
- I alt: 35 – 420 kg CO_2-ækvivalenter/ton kompost

Af studiet/rapporten fremgår, at doseringen af gips til komposten sker til et niveau på 17 kg S/ton kompost. Heraf kan afledes en dosering på 72 kg gips pr. ton kompost, i og med at vægtforholdet mellem svovl og gips, S/$CaSO_4$, er 32/136 = 0,235. Dette betyder igen, at 1 ton gips doseres i 14 tons kompost ((1/72*1000 = 14). Kompostens drivhusgasudledning pr. ton gips doseret er 35 – 420 kg CO_2-ækvivalenter/ton kompost gange 14 tons kompost/ton gips = 490 – 5880 kg CO_2-ækvivalenter/ton gips. Dette svarer til omkring 60 – 600 mPE drivhusgasser/ton gips doseret.

Studiet/rapporten undlader at kvantificere den potentielle effekt på kompostens udledning af drivhusgasser, som en dosering af gips til komposten kan have. Forskellen mellem kompostanvendelsen og de øvrige alternativer i basisscenariet, jfr. Figur 0.1 i resumeet, ligger uden et potentielt bidrag fra reduceret udledning af drivhusgasser fra selve komposteringen på omkring 2-4 mPE. Selve komposteringens udledning af drivhusgasser på 60-600 mPE/ton gips doseret er således 30 – 300 gange større end denne forskel pr. ton gipsaffald. Det betyder med andre ord, at en påvirkning af komposteringen, der fører til blot 1% reduktion af komposteringens drivhusgasudledning, kan placere kompostanvendelsen af gipsaffaldet som det mest fordelagtige alternativ hvad angår det samlede bidrag til drivhuseffekt. Denne potentielle påvirkning af komposteringen har med andre ord potentiale for at være den altdominerende betydning for hele kompost systemets drivhuseffekt. I det lys virker det ikke velbegrundet, at det er gjort store bestræbelser på at modellere og beregne udledningen af drivhusgasser fra alle de øvrige processer i kompostsystemet med stor omhu, når denne potentielt altafgørende påvirkning end ikke er søgt kvantificeret. I rapporten fokuseres på, hvor vanskeligt det er at kvantificere denne betydning, endsige afgøre, om gipstilsætningen vil have en positiv eller negativ effekt på komposteringens udledning af drivhusgasser. Det påpeges, at en positiv effekt ikke *kan verificeres*. Denne vinkel er imidlertid selektivt til ulempe for vurderingen af komposteringen, idet den tillægger komposteringen en bevisbyrde, dette alternativ ikke som udgangspunkt skal bære. Dette forstærkes af, at resultatpræsentationen og konklusionen entydigt placerer komposteringen rangerende som værre end gipspladeanvendelsen og cementanvendelsen, herunder for drivhuseffekten isoleret, jfr. Figur 0.1 med tilhørende tekst. Med så stor en potentiel påvirkning – uanset hvad vej den går – kan man lige så vel konkludere, at man *ikke kan afvise*, at komposteringsanvendelsen af gipsen giver langt højere reduktion af drivhusgasudledningerne end de øvrige anvendelser. Pointen er, at påvirkningen af komposteringens egenudledning er en meget stor og altafgørende joker. Det er et vigtigt element af en LCA at gøre opmærksom på og søge at kvantificere så afgørende en potentiel påvirkning.

En positiv effekt på/reduktion af komposteringens udledning af methan og dinitrogenoxid kan opstå ad to veje, dels via bedre struktur, dvs. bedre tilgang af luft/færre anaerobe zoner, dels via ændring af redoxforholdene fra tilstedeværelsen af sulfat. Det er velkendt, at sulfat er en energimæssigt mere attraktiv mikrobiel elektronacceptor end CO_2, og at sulfatreducerende bakterier af samme årsag udkonkurrerer methandannende bakterier ved tilstedeværelsen af sulfat. Junkers Industrier (forhenværende cellulosefabrik ved Køge) etablerede for et par årtier siden et stort biogas anlæg til deres spildevand. De kæmpede med at få udrådningen til at fungere, men var nødt til at indrette processen til svovlfjernelse først, inden methandannelsen kunne fungere. Rapporten fremhæver ifbm mulig

nedsivning til grundvandet, at sulfaten er vandopløselig. Jeg mener ikke, at der kan være tvivl om, at en fordeling af sulfat i komposten vil påvirke redoxforholdene i komposten markant og modvirke methanddannelse i anaerobe zoner. Der er i hvert fald langt mere, der peger på, at dette vil være tilfældet, end at der ingen effekt vil være. I det lys, ligger bevisbyrden i mine øjne hos den, der vil mene, at der ingen effekt er. I lyset af, at der også kan være en strukturforbedring for lufttilgangen, og i lyset af proportionerne i en mulig reduktion af drivhusgasudledningen, må usikkerheden komme komposteringen til gode.

Givet denne potentielle gevinst for drivhusgasudledningen ved komposteringsanvendelsen bliver næste spørgsmål, om der aktuelt i praksis finder kompostering sted, hvor et sådant uudnyttet potentiale for forbedring kan høstes ved en gipstilsætning og dermed tillægges denne gipstilsætning. I rapporten argumenteres for, at det ikke nødvendigvis er tilfældet, at gipstilsætningen medfører en sådan effekt, men at den evt. blot fortrænger andet strukturmateriale, som kan være mange andre ting, fx træflis. Dette spørgsmål er kun delvist relevant, for det vedrører det kun den eventuelle struktur forbedrende effekt og ikke effekten via sulfaten/redoxpåvirkningen. Men selv hvad struktur effekten angår, er det afgørende spørgsmål i et konsekvensperspektiv, hvorvidt der aktuelt i praksis finder kompostering sted, som ikke allerede har optimal dosering af strukturforbedrende materiale, således at gipstilsætning kan høste en gevinst. Skulle det i fremtiden vise sig at kunne dokumenteres, at en tilsætning af sulfat har en stor og positiv effekt på drivhusgasudledningen, kunne det måske tænkes, at gipstilsætning til kompost fremover blev et generelt tiltag. Måske oven i købet i et forhold, der tillod en bedre udnyttelse af svovlindholdet som gødning, dvs. dosering i mindre mængder end i det i studiet konkrete eksempel. I så tilfælde vil dosering af affaldsgips i en sådan fremtid skulle modelleres som fortrængning af naturgips – og dette ville placere komposteringsalternativet på samme niveau som gipspladeanvendelsen og cementanvendelsen.

Jeg har ingen kommentarer til anvendelsen som afdækning af slaggebjerge.

DTU Miljø's kommentarer til reviewet

LCA-delen af rapporten om "LCA og samfundsøkonomisk vurdering af alternative metoder til behandling og håndtering af gipsaffald" er blevet reviewet af professor Henrik Wenzel fra Syddansk Universitet. Reviewet kan findes som Bilag B i nærværende rapport. Som Henrik Wenzel beskriver i sin rapport, er reviewet blevet til som følge af én iterativ proces, hvor han har forholdt sig kritisk til rapportudkast fra DTU Miljø, hvorefter DTU Miljø har rettet i rapporten i det omfang man var enig.

DTU Miljø anser denne proces som meget frugtbar, idet det har været af stor betydning for den endelige udformning af rapporten, at metoder, forudsætninger og konklusioner er blevet nøje vurderet af en uafhængig LCA-ekspert. Som det fremgår af reviewet, er der dog stadig punkter af generel, såvel som af mere specifik karakter, hvorom der ikke hersker enighed mellem reviewer og DTU Miljø. Disse punkter er blevet indgående kommenteret af DTU Miljø, skriftligt såvel som mundtligt, over for såvel reviewer som Miljøstyrelsen. DTU Miljø mener i den forbindelse, at det er rimeligt, at læserens ligeledes får indsigt i DTU Miljø's holdning til de vigtigste af reviewer rejste kritikpunkter, som vi mener, kan henføres til en diskussion af miljøvurderingens generalitet, samt i hvor høj grad teoretiske muligheder bør indgå i miljøvurderingen på lige fod med mere veldokumenterede effekter.

Miljøvurderingens generalitet

Af generelle indvendinger anfører reviwer indledningsvis, at "…afgrænsningen og valget af konkrete cases bag de alternative anvendelser af gipsaffald bliver meget snævert, og det bliver et problem for fortolkningen af studiets resultater". Hertil skal anføres, at opgavens natur, dvs. en LCA af fire forskellige behandlingsmetoder af gipsaffald, som det praktiseredes i Danmark i perioden 2009-2010, i sig selv udgør en begrænsning af opgavens omfang. Dertil kom opdragsgivers – Miljøstyrelsens – ønske om at få vurderet behandlingsmetoderne konkret, og ikke på generaliseret form, inklusiv de aktuelle indsamlings- og sorteringsmetoder samt de dertil knyttede transportafstande.

Reviewer anfører desuden i afsnittet om anvendelse af affaldsgips i gipsplader og i cement, at "Basisscenariet rummer en uhensigtsmæssig sammenblanding af generelle og konkrete lokalspecifikke antagelser…", idet han hentyder til, at LCA'en benytter Vestforbrænding som forbrændingsteknologi i alle scenarier, selvom andre forbrændingsanlæg anvendes i forbindelse med de konkrete behandlingsmetoder. Det er ganske rigtigt en begrænsning ved studiet, men en kortlægning af et forbrændingsanlægs livscyklusopgørelse inklusiv klarlæggelse af forbrændingsanlæggets energisubstitutionsforhold kan være et projekt i sig selv, og det lå derfor ressourcemæssigt uden for rammerne af nærværende projekt at indsamle livscyklusopgørelser for samtlige forbrændingsanlæg, der var/kunne være tilknyttet de forskellige behandlingsmetoder.

DTU Miljø valgte derfor at modellere forbrænding af papirfraktionen i gipsaffaldet på samme måde i alle scenarier, dvs. ved hjælp af samme forbrændingsanlæg, for på den måde at generalisere resultaterne. På trods af dette er der forskelle mellem forbrændingsfasens bidrag til potentiel drivhuseffekt ved genanvendelse til gipsplader og cementfremstilling. Dette skyldes, at der ifølge data fra teknologiejerne udsorteres forskellige mængder papir/pap-fraktion i sorteringsanlæggene, der er tilknyttet de to teknologier.

En mulighed, som ikke blev undersøgt i rapporten, kunne desuden være at lade de forskellige transportafstande til det miljømæssigt mest fordelagtige forbrændingsanlæg indgå (hvilket forbrændingsanlæg det så end er). Vi estimerer uden at have regnet på det, at forskelle i transportstrækninger for papirfraktionen miljømæssigt vil være af ringe betydning, pga. af at papirfraktionen vægtmæssigt udgør mindre end 10 % af gipsaffaldet.

Det var altså ikke en generaliseret livscyklusvurdering af behandling af gipsaffald, som efterspurgtes, og dette reflekteres selvfølgelig i undersøgelsens resultater. Vi henleder dog opmærksomheden på konklusionerne i ”Sammenfatning og konklusioner” afsnit 1.5, hvor det er forsøgt til en vis grad at generalisere de opnåede erfaringerne fra miljøvurderingen af de konkrete behandlingsmetoder. Kort sammenfattet er konklusionerne, at gipspladefremstilling og cementfremstilling er miljømæssigt ligeværdige *teknologier*, som begge drager fordel af substitution af naturgips, hvorimod kompostering og afdækning, som teknologier betragtet, er mindre fordelagtige pga. risiko for sulfatnedsivning og eksponering af landbrugsjord for tungmetaller (sidstnævnte gælder kun for kompostering) samt mindre fordelagtige substitutioner end i de to førstnævnte behandlingsmetoder.

Vi vil gerne tilføje, at når vi benævner gipspladefremstilling og cementfremstilling som ligeværdige teknologier, skyldes det, at de overordnet set udviser mange ligheder, specielt ved at affaldsgipsen i begge tilfælde substituerer naturgips. Derved kan individuelle forskelle mht. indsamlingsmetoder og transportstrækninger, sorteringseffektivitet af papir/pap-fraktion samt udsortering af metal komme til at spille en større rolle. På den måde vil den konkrete indsamlingsmetode samt sorteringsanlæggets effektivitet og geografiske placering være afgørende for behandlingsmetodernes rangorden, som det også er tilfældet i nærværende rapport. Disse forskelle har dog intet at gøre med anvendelse af gipsaffald til gipspladefremstilling hhv. cementfremstilling som sådan.

Teoretiske muligheder versus mere veldokumenterede effekter

I afsnittet om ”Forbedring af kompostens struktur og redoxforhold med reduktion af dens udledning af drivhusgasser” anfører reviewer, at gips muligvis kan have stor indflydelse på kompostens emission af drivhusgas i form af metan. Da der ikke er udført beregninger i rapporten af den potentielle effekt med den begrundelse, at der ikke foreligger konkrete tal for undgået drivhuseffekt, konkluderer reviewer, at det er en forkert fremgangsmåde ”… idet den tillægger komposteringen en bevisbyrde, dette alternativ ikke som udgangspunkt skal bære”.

Dette afspejler en generel forskel mellem vores og reviwers tilgang til ”bevisbyrden” i forhold til at inddrage teoretiske mulige konsekvenser af de forskellige behandlingsmetoder. Vores holdning er, at teoretisk mulige konsekvenser i det mindste bør understøttes af eksempler fra den videnskabelige litteratur, før det er rimeligt at lade beregninger indgå i LCA’en. Herimod står reviewers holdning, at det tilsyneladende tilkommer LCA-praktikeren at inkludere teoretiske muligheder, hvis de ikke direkte kan modbevises.

Mht. den mulige effekt af gips på komposteringsprocessen er det DTU Miljø’s holdning, at der bør foreligge videnskabeligt dokumenterede data, som påviser den påståede effekt – dvs. at sulfatreducerende forhold finder sted ved tilsætning af gips til kompost, og at disse sulfatreducerende forhold samtidig hæmmer en eventuel metandannelse - for at denne effekt kan indgå på linje med veldokumenterede forhold såsom risikoen for sulfatudsivning fra gips ved

udbringning på landbrugsjord. Her bør det for øvrigt anføres, at de formodede sulfatreducerende forhold med en vis sandsynlighed kunne give anledning til H_2S-emission fra komposteringsprocessen, og at dette derfor måske også burde indgå i livscyklusvurderingen.

Efter vores mening leder denne tilgang til meget spekulative scenarier. DTU Miljø har i stedet valgt at fokusere på de mere sandsynlige og veldokumenterede effekter og mulige konsekvenser af de forskellige behandlingsmetoder for gipsaffald. De centrale effekter er substitution af naturgips fra Spanien ved anvendelse af gipsaffald til gipsplader og til cementfremstilling (i Sverige), nedsivning af sulfat til grundvand ved den valgte dossering af gips i kompost og ved anvendelse til afdækning slaggebjerge, samt – som et negativt faktum – at gipsaffald med stor sandsynlighed substituerer jord og ikke naturgips ved anvendelse af gipsaffald til afdækning af slaggebjerge. Som nævnt i forordet til nærværende rapport har Miljøstyrelsen imidlertid ikke fundet det godtgjort, at gipsaffald anvendt på slaggebjerge i det hele taget substituerer andre materialer. Disse effekter forekommer med relativ stor sandsynlighed, og konsekvenserne heraf bør derfor efter DTU Miljø's mening tillægges størst betydning ved rangordning af de forskellige behandlingsmetoder.

Vi understreger, at diskussionen drejer sig om, om det er rimeligt at kvantificere en mulig effekt ved et konkret regneeksempel, ikke om at effekten er teoretisk mulig. Der er der gjort opmærksom på i afsnit 6.2.6 "Kvalitativ vurdering af gips' indflydelse på komposteringsprocessen", hvor det konkluderes, at " …de data, der er til rådighed, ikke er tilstrækkelige til at kvantificere en eventuel positiv effekt af gipstilsætning på drivhusgasemission ved kompostering, selvom det ikke kan udelukkes, at der finder en sådan effekt sted".

Konklusion

DTU Miljø har udført en miljøvurdering af behandling af gipsaffald, som er blevet underkastet et kritisk review. Reviewer har bl.a. stillet spørgsmålstegn ved miljøvurderingens generalitet samt i særdeleshed kritiseret udeladelse af beregning af en mulig positiv effekt af tilsætning af gips til kompost.

DTU Miljø anerkender, at miljøvurderingen repræsenterer et kompromis mellem anvendelse af lokal- og stedspecifikke data og generelle data-sæt, som overvejende skyldes opgavens karakter, som defineret i samarbejde med opdragsgiver – Miljøstyrelsen – samt mængden af ressourcer og data til rådighed, som ikke tillod at modellere hele baggrundssystemet, som f.eks. forskellige forbrændingsanlæg, i detaljer. Vi mener dog, at konklusionerne på trods af dette er velunderbyggede og rimeligt robuste over for ændringer i forudsætningerne for miljøvurderingen som demonstreret vha. en række følsomhedsanalyser.

Mht. modellering af komposteringsprocessen har vi valgt ikke kvantitativt at beregne en eventuel positiv effekt af gipstilsætning, som forudsætter sulfatreducerende forhold og resulterende hæmning af metanproduktion. Udeladelsen skyldes, at der ikke eksisterer data, som beskriver og kvantificerer en sådan effekt. Vi har i stedet valgt at holde os til mere veldokumenterede effekter såsom risikoen for sulfatnedsivning fra gipsen i komposten samt eksponering af landbrugsjord for tungmetaller. Ved denne tilgang bliver miljøvurderingens overordnede konklusion, at under de givne forudsætninger er anvendelse af gipsaffald til nye gipsplader eller i cementfremstilling de miljømæssigt mest hensigtsmæssige teknologier, efterfulgt af kompostering og afdækning af slaggebjerge.

Kritisk review af rapportens samfundsøkonomiske analyse

Reviewer: Cathrine Hagem

Den samfunnsøkonomiske vurderingen omfatter en analyse av de samfunnsøkonomiske kostnadene ved fire ulike behandlingsmetoder for gipsavfall.

- Gipsplater
- Anvendelse i sement
- Kompostering
- Afdækning (Sikring av slagghauger)

Rapporten redegjør for de budsjettøkonomiske omkostninger, enkelte miljøkostnader og de samlete, samfunnsøkonomiske kostnadene ved de ulike tiltakene. Den samfunnsøkonomiske vurderingen (hvor bare deler av miljøeffektene er prissatt) tilsier at produksjon av nye gipsplater er den rimeligste alternativet, tett fulgt av afdækning. Anvendelse i sement er noe dyrere, mens kompostering er 30 ganger så dyrt som gjenbruk i gipsplater, om kravene til prøvetaking opprettholdes på dagens nivå.

Dersom en også tar i betraktning ikke-verdsatte miljøeffekter, fremtrer, i følge rapporten, produksjon av nye gipsplater som den mest fordelaktige behandlingsformen.

Rapporten omfatter også en følsomhetsanalyse. Her fremkommer det blant annet at dersom det settes betydelig mindre strenge krav til prøvetakninger ved kompostering, kan (produksjon) kostnadene ved denne behandlingsformen bli på linje med produksjon av nye gipsplater. Men miljøeffekten av kompostering gjør likevel denne behandlingsmåten uattraktiv.

Hovedinntrykket av rapporten er at den presenterer en grundig gjennomgang av de fire behandlingsmetodene. Hovedkonklusjonene i rapporten er godt underbygget.

Jeg har ved en tidligere anledning kommentert et tidligere utkast. Jeg hadde da en del kommentarer både til metode, forutsetninger, og avgrensninger. De fleste av disse kommentarene er tilfredsstillende besvart, enten ved motargumenter/utdypende forklaringer fra forfatterne eller ved endringer i teksten. Det gjenstår imidlertid noen punkter der jeg ikke støtter forfatternes beregningsmetoder. Dette gjelder deres beregning av skatteforvridningstap og verdien av NOx utslipp. Ingen av disse forholdene har imidlertid innvirkning på hovedkonklusjonene i rapporten.

Nærmere om innvendingene til beregningsmetodene:

Skatteforvridningstap: Dersom det er gode grunner til å behandle avfallet (slik forfatteren hevder), så vil kostnadene ved avfallshåndtering innbære et riktig samfunnsøkonomisk prispåslag på avfall. Denne kostnaden vil i motsetning til fiskalt betingete skatter og avgifter, ikke bidra til ytterligere avvik mellom samfunnsøkonomisk og privatøkonomisk optimal tilpassning. Jeg kan derfor ikke se at økte priser på avfall gir et forvridningstap i dette tilfellet.

Verdien av NOx utslipp: NOx utslipp er regulert gjennom en internasjonal protokoll med et nasjonalt tak for de samlete utslippene. Jeg mener derfor at kostnadene ved NOx utslippene burde være satt til alternativkostnaden, dvs. kostnaden av å redusere NOx i andre deler av økonomien og ikke en verdisetting basert på gassens skadelige virkning.

Resumé

I rapporten undersøges de miljø- og samfundsøkonomiske effekter af fire forskellige behandlinger af gipsaffald fra nedrivning og renovering af bygninger. Rapporten viser, at miljøpåvirkningerne knyttet til behandling af gipsaffald generelt er små. Det resulterer i, at indsamling og transport samt udnyttelse af restfraktioner fra gipsaffaldet har relativ stor betydning for resultaterne. Rapporten viser, at der ikke er store miljøpotentialer ved at vælge den ene behandlingsform frem en anden, men anvendelse af gipsaffald i gipsplader eller til cementproduktion har dog en bedre miljøprofil end anvendelse i kompost eller som afdækningsmateriale.

De samfundsøkonomiske omkostninger ved de fire behandlingsformer er relativt ens, dog kan kompostløsningen for gips der indsamles via genbrugspladser være meget omkostningsfuld, når der indregnes de omkostninger til læsbaserede prøvetagninger af gipsaffaldet, som skønnes nødvendige i forhold til efterlevelse af Miljøstyrelsens regler herom.

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www. mst.dk