



Miljø- og  
Fødevareministeriet  
Miljøstyrelsen

# Projekter for bedre ressourceudnyttelse

## Livscyklusvurdering af genanvendelse af træaffald

Miljøprojekt nr. 1995

Marts 2018

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Trine Henriksen,

Thomas Venås og

Niels Morsing, Teknologisk Institut

ISBN: 978-87-93614-91-8

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter indenfor miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at indlægget udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

# Indhold

<b>Sammenfatning</b> .....	<b>6</b>
<b>Summary</b> .....	<b>10</b>
<b>1. Indledning og formål</b> .....	<b>14</b>
<b>2. Afgrænsning og udformning af livscyklusvurderingen</b> .....	<b>15</b>
2.1 Overordnede principper .....	15
2.2 Funktionel enhed .....	15
2.3 Tidsmæssig, geografisk og teknologisk afgrænsning .....	16
2.4 Systemgrænser .....	16
2.5 Allokering/systemudvidelse .....	17
2.6 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater .....	18
2.7 LCA-modellen EASETECH.....	19
2.8 Datagrundlag .....	19
2.9 Ikke-kvantitative vurderinger .....	19
2.10 Begrænsninger .....	20
2.11 Proces mht. kritisk review .....	20
2.12 Rapportformat .....	20
2.13 Tilsigtet anvendelse .....	20
<b>3. Scenarier og transport</b> .....	<b>21</b>
3.1 Scenarie 0: Nuværende situation for håndtering af træaffald .....	22
3.2 Scenarie 1: Energiudnyttelse på affaldsforbrændingsanlæg .....	23
3.3 Scenarie 2: Genanvendelse i dansk spånpladeproduktion .....	24
3.3.1 Potentiale for øget genanvendelse i Danmark .....	25
3.4 Scenarie 3: Genanvendelse i udenlandsk spånpladeproduktion .....	25
3.4.1 Potentiale for øget genanvendelse i udlandet .....	26
3.5 Transport.....	27
<b>4. Livscyklusopgørelser</b> .....	<b>29</b>
4.1 Sammensætning af træaffald.....	29
4.1.1 Forudsætninger for kemisk sammensætning .....	29
4.1.2 Kvalitet af træaffald.....	30
4.1.3 Kemisk sammensætning .....	31
4.1.4 Andre relevante parametre .....	33
4.1.5 Forudsætninger for materialesammensætning af træaffald .....	33
4.1.6 Materialesammensætning af træaffald .....	34
4.2 Sammensætning af substitueret jomfrueligt træ .....	34
4.2.2 Kemisk sammensætning .....	35
4.2.3 Andre relevante parametre.....	35
4.3 Forbrænding af træaffald på affaldsforbrændingsanlæg .....	36
4.3.1 Forudsætninger for affaldsforbrændingsanlæg .....	36
4.3.2 Teknologibeskrivelse af affaldsforbrændingsanlæg .....	37
4.3.3 LCI for affaldsforbrændingsanlæg .....	38
4.4 Spånpladeproduktion med træaffald .....	43
4.4.1 Forudsætninger for spånpladeproduktion med træaffald.....	43

4.5	Biomassefyret kraftvarmeværk .....	46
4.5.1	Forudsætninger for biomasseværk.....	46
4.5.2	Teknologibeskrivelse af biomasseværk .....	47
4.5.3	LCI for biomassefyret kraftvarmeværk .....	48
4.6	Marginal energiproduktion .....	50
4.6.1	Marginal el.....	50
4.6.2	Marginal fjernvarme .....	51
4.7	Anvendte databaseprocesser for genanvendelsesprocesser og energiproduktion.....	51
<b>5.</b>	<b>Resultater af livscyklusvurderingen.....</b>	<b>53</b>
5.1	Vurdering af de samlede potentielle miljøpåvirkninger .....	53
5.1.1	Konklusioner mht. samlede potentielle miljøpåvirkninger .....	56
5.2	Potentielle miljøpåvirkninger på procesniveau .....	57
5.2.1	Scenarie 0 .....	57
5.2.2	Scenarie 1.....	57
5.2.3	Scenarie 2 .....	59
5.2.4	Scenarie 3 .....	61
5.2.5	Konklusioner omkring potentielle miljøpåvirkninger på procesniveau .....	63
<b>6.</b>	<b>Følsomhedsanalyser.....</b>	<b>65</b>
6.1	Udvælgelse af følsomhedsanalyser .....	65
6.2	Resultater .....	66
6.2.1	Ændring af marginal el- og varmebrændsel .....	66
6.2.2	Virkningsgrad for varme på biomassefyret kraftvarmeværk: 64 % .....	71
6.2.3	Biomasse er ikke begrænset.....	73
6.3	Konklusion på baggrund af følsomhedsanalyser.....	75
<b>7.</b>	<b>Konklusioner .....</b>	<b>76</b>

# Forord

Denne rapport indeholder en livscyklusvurdering (LCA) af behandling af dansk træaffald.

Livscyklusvurderingen blev udført af Teknologisk Institut for Miljøstyrelsen i perioden januar- juni 2014. Livscyklusvurderingen blev udført vha. EASETECH, som er et LCA-værktøj beregnet til miljøvurdering af affaldssystemer.

Livscyklusvurderingen blev udført i overensstemmelse med principperne for LCA, som beskrevet i DS/EN ISO standarderne 14040 og 14044. Afrapporteringen følger ISO-standardens krav til en LCA der er beregnet til offentliggørelse, med inddragelse af eksterne LCA-eksperter, som udførte en kritisk gennemgang af rapporten, samt en følgegruppe bestående af danske interessenter inden for området.

Fra Miljøstyrelsen deltog Thilde Fruergaard Astrup og Katrine Smith.

Følgegruppen bestod af:

Henning Jensen og Anders Jensen, Novopan Træindustri A/S

Kirsten Bojsen, Vestforbrænding I/S

Hanne Johnsen, Dansk Affaldsforening

Kim Nytofte-bæk, RGS90 A/S

Finn Pedersen, Marius Pedersen A/S

Morten Carlsbæk, DAKOFA

Svend-Erik Jepsen, Dansk Industri

Teknologisk Institut 2014

# Sammenfatning

## Indledning

Denne rapport omfatter en livscyklusvurdering (LCA) af alternative scenarier for behandling af genanvendeligt træaffald. Genanvendeligt træaffald repræsenterer den del af træaffaldet, som genereres i Danmark, der er egnet til genanvendelse eller forbrænding på almindelige affaldsforbrændingsanlæg. Dette udelader træaffald behandlet med imprægneringsmidler såsom kreosot, krom, kobber og arsen. Formålet er at undersøge miljøpåvirkningerne ved forbrænding og genanvendelse af træaffald.

Udgangspunktet for affaldshåndteringssystemet er træaffald indsamlet på genbrugspladser, via storskraldsordninger eller fra bygge- og anlægsaktiviteter. Når træaffaldet energiudnyttes på et affaldsforbrændingsanlæg sker der en forudgående sortering i stort og småt brændbart sammen med andre brændbare affaldsfraktioner. Når træaffaldet genanvendes, udsorteres træet fra stort og småt brændbart, hvorefter det neddeles og transporteres til en spånpladefabrik, enten i Danmark eller udlandet. I dag er situationen, at en del af det genanvendelige træaffald forbrændes på affaldsforbrændingsanlæg og en del genanvendes i dansk henholdsvis tysk spånpladeproduktion.

Der er foretaget en fremadrettet miljøvurdering, der så vidt muligt anvender ”bedst tilgængelig teknologi” for de inkluderede teknologier for behandling af træaffald. Målet er, at det anvendte teknologiniveau er repræsentativt for behandling af træaffald inden for en overskuelig fremtid (vurderet til at være frem til år 2030).

LCA'ens normaliserede resultater – i form af potentielle miljøpåvirkninger - danner baggrund for en rangordning af de vurderede behandlingsscenarier for at kunne belyse miljøkonsekvenserne ved genanvendelse og forbrænding af træaffald.

## Metode

Livscyklusvurderingen er udført som en konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenserne blev opgjort relateret til fire forskellige behandlingsscenarier for træaffald. I overensstemmelse med konsekvenstilgangen medtages kun de processer, der påvirkes af en given ændring i systemet, og der er gjort brug af systemudvidelser for kreditering af undgåede forbrug og emissioner i forbindelse med genanvendelse og energiudnyttelse af træaffaldet.

Livscyklusvurderingen er gennemført i overensstemmelse med de internationale standarder ISO 14040 og ISO 14044. Ved valg af LCIA-metoder og miljøpåvirkningskategorier er anbefalingerne i ILCD-håndbogen fulgt (JRC, 2011).

Dataindsamlingen i projektet er sket gennem en kortlægning, gennemført af Teknologisk Institut i samarbejde med Deloitte, samt et litteraturstudie af tidligere publikationer inden for området. For processer som ikke er dækket af kortlægningen eller litteraturen, er anvendt data fra EASETECH og Ecoinvent, en anerkendt LCA-database.

## Forudsætninger

Miljøvurderingens resultater bygger på en række forudsætninger.

I forbindelse med den indledende kortlægning er der indsamlet data fra den danske spånpladeproducent, Novopan Træindustri A/S, vedrørende produktion af spånplader med træaffald. Der er desuden afholdt interview med en nordtysk spånpladeproducent, der bekræftede, at de importerer dansk træaffald. Det er antaget, at data indsamlet fra den danske spånpladeproduktion er repræsentativ for produktionen i Tyskland, idet det forventes at teknologiniveauet for den tyske og danske spånpladeproduktion er ens.

En anden væsentlig antagelse er, at biomasse er en begrænset ressource. Denne antagelse er afgørende for miljøpåvirkningerne af genanvendelse af træaffald, idet antagelsen medfører, at når træaffald erstatter jomfrueligt træ i spånpladeproduktionen, så bliver det frigjorte jomfruelige træ anvendt til energiproduktion på et biomassefyret kraftvarmeværk.

Det forudsættes, at energiproduktionen på det biomassefyrede kraftvarmeværk – samt energiproduktionen ved forbrænding af træaffald på et affaldsforbrændingsanlæg - erstatter marginal energi.

Der er foretaget antagelser af de marginale el- og varmebrændsler frem til år 2030. Da det danske el-marked får en stadigt højere andel af vedvarende energikilder er der valgt et miks som elmarginal: der antages en kulbaseret elbrændsel frem til år 2020 og et miks af 50 %/50 % kulbaseret elektricitet/vindkraft efter år 2020. Der er valgt en dansk gennemsnitlig fjernvarmemarginal.

## Resultater

De potentielle miljøpåvirkninger fra fire forskellige scenarier (0-3) for behandling af træaffald er undersøgt: 0) Nuværende situation for behandling af træaffald, 1) Energiudnyttelse på affaldsforbrændingsanlæg, 2) Genanvendelse i dansk spånpladeproduktion og 3) Genanvendelse i tysk spånpladeproduktion. Den funktionelle enhed, dvs. reference-flowet, som resultaterne er beregnet for, er:

*Håndtering af 1 ton ikke-imprægneret træaffald (TS) inklusiv sortering, transport til behandling, behandling (forbrænding, genanvendelse) og slutdisponering af eventuelle restprodukter.*

De potentielle miljøpåvirkninger er præsenteret i Figur 1, Figur 2 og Figur 3. De er, for hver af påvirkningskategorierne, normaliseret til en fælles enhed i form af personækvivalenter (PE) per funktionelle enhed, hvor de karakteriserede potentielle miljøpåvirkninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning relateret til én person i den pågældende kategori.

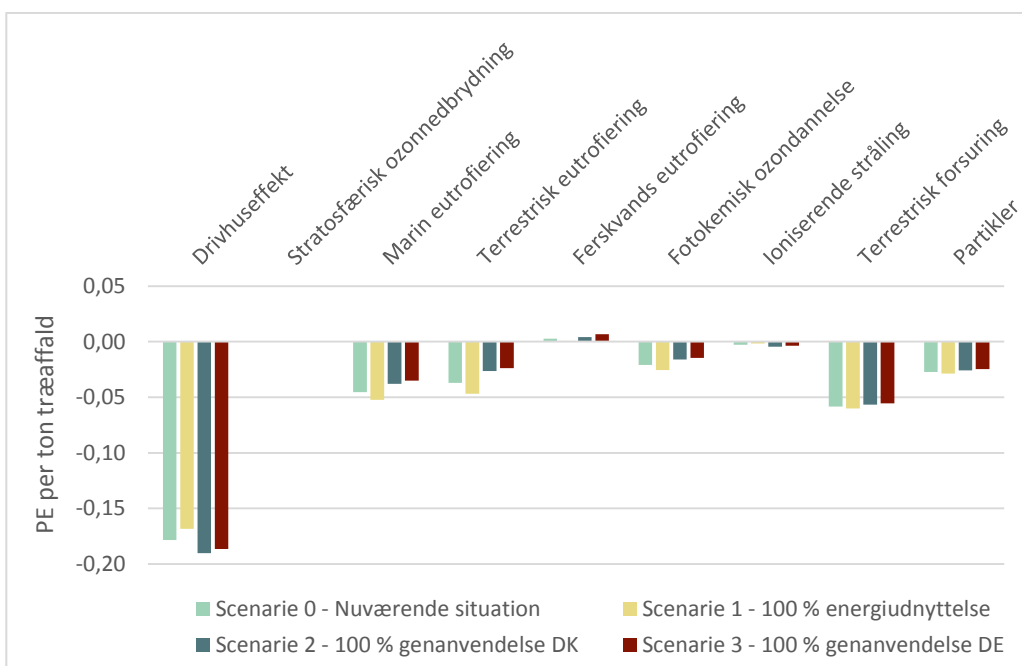
I Figur 1, med de ikke-toksiske kategorier, ses at der forekommer negative miljøpåvirkninger (miljøbesparelser) i de fleste påvirkningskategorier, med største besparelser i kategorien for drivhuseffekt. Det ses, at genanvendelse har største miljøbesparelser, men forskellen imellem scenarierne er ikke markant. Miljøbesparelserne skyldes primært at marginal energi substitueres af energi produceret med træflis eller træaffald. Besparelsen i drivhuseffekt er mindre i scenarie 1 end scenarie 2 og 3, idet der er antaget lavere virkningsgrader på affaldsforbrændingsanlægget end på biomasseværket. Scenarie 2 og 3 varierer kun på tredje decimal imellem hinanden, idet den eneste forskel imellem de to scenarier er en længere transportafstand til spånpladefabrikken i scenarie 3.

I Figur 2, med det abiotiske ressourceforbrug, ses at der forekommer besparelser af fossile ressourcer, primært pga. fortrængningen af marginal elektricitet. Ligesom i Figur 1 er rangordenen således, at de største miljøbesparelser forekommer i scenarie 2 og 3, hvor træaffaldet genanvendes.

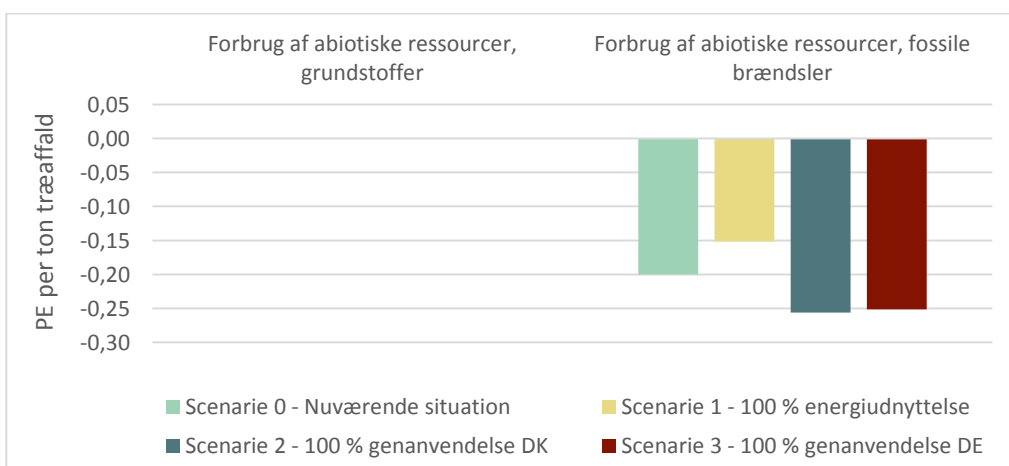
I Figur 3, med de toksiske kategorier, ses de toksiske påvirkninger. De toksiske påvirkninger er en faktor 10 mindre end de ikke-toksiske påvirkninger. Rangordenen er således, at genanvendelse (scenarie 2 og 3) giver anledning til den største toksiske besparelse når det kommer til

cancereffekter og at forbrænding (scenarie 1) giver anledning til den største toksiske besparelse når det kommer til ikke-cancereffekter og økotoksicitet. Det skal dog nævnes, at forskellen er meget lille og på tredje decimal. Desuden er de toksiske resultater generelt mere usikre end de ikke-toksiske, hvorfor de bør tillægges mindre vægt end de ikke-toksiske.

Der er ikke foretaget en usikkerhedsanalyse til belysning af om forskellene imellem scenarierne er signifikante, bl.a. fordi der ikke er information om usikkerhed og variation for alle anvendte data. Kvalitativt set vurderes forskellen imellem scenarie 0, 1, 2 og 3 i kategorien for drivhuseffekt dog at være reel pga. faktiske forskelle i virkningsgrader og transportdistancer.

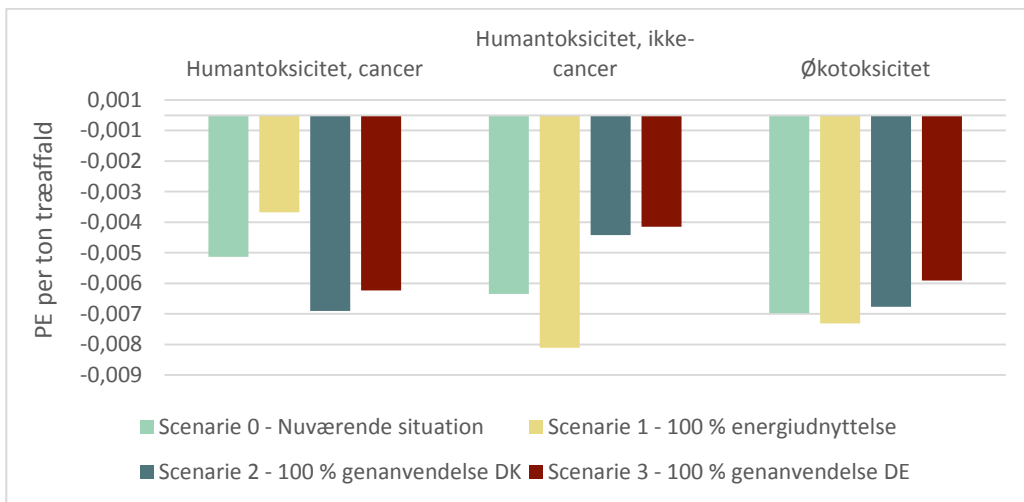


**FIGUR 1**  
SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD



**FIGUR 2**  
SCENARIERNES POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD





**FIGUR 3**  
SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD

### Følsomhedsanalyser

Der er udført et antal følsomhedsanalyser for at undersøge resultaternes robusthed, dvs. om rangorden af scenarierne ændrede sig som følge af variation i forudsætningerne. Følsomhedsanalyserne blev udvalgt på baggrund af resultaterne sammenholdt med en vurdering af input data, hvorved de væsentligste parametre blev identificeret.

Udførte følsomhedsanalyser angår alternative kilder til marginal el og varme, lavere varmekoefficiensgrad på det biomassefyrede kraftvarmeværk og en underliggende antagelse om, at biomasse er begrænset.

Resultater viser, at LCA'en er robust over for valg af marginale el- og varmekilder samt en mindre effektiv varmereproduktion på det biomassefyrede kraftvarmeværk. LCA'en er ikke robust over for den underliggende antagelse om begrænset biomasse; er biomasse ikke begrænset vil forbrænding (scenarie 1) føre til de største miljøbesparelser i alle ikke-toksiske kategorier.

### Konklusioner

Det bør nævnes, at LCA'ens resultater er baseret på en række forudsætninger, hvor især antagelsen om biomasse som begrænset ressource er afgørende for resultaterne.

Overordnet kan det konkluderes, at forskellen imellem miljøpåvirkningerne fra genanvendelse versus forbrænding af træaffald er begrænset. Dog medfører genanvendelse større miljøbesparelser end forbrænding af træaffald i flere miljøpåvirkningskategorier, mest tydeligt drivhuseffekt og forbrug af fossile ressourcer. Forbrænding af træaffald medfører også miljøbesparelser mhp. drivhuseffekt og forbrug af fossile ressourcer, men i lavere grad end genanvendelse, da der fortrænges en mindre mængde marginal energi i scenariet med energiudnyttelse af træaffald. Dette skyldes forskelle imellem biomasseværkets og affaldsforbrændingsanlæggets virkningsgrader for el og varme.

# Summary

## Introduction

This report comprehends a life cycle assessment (LCA) of alternative scenarios for treatment of recyclable wood waste. Recyclable wood waste represents wood waste generated in Denmark, approved for recycling or incineration at Danish waste incineration plants. This definition excludes wood waste impregnated with agents such as creosote, chromium, copper or arsenic. The objective of this LCA is to assess the potential impacts by incineration and recycling of the wood waste.

The starting point of the waste treatment system is wood waste collected from recycling facilities or sites with building and construction activities. In the case of incineration of wood waste, an upstream sorting in small and large combustibles mixed with other combustible waste fractions than wood. In the case of recycling of wood waste, the recyclable wood waste fractions is sorted out and transported to a particleboard factory located in Denmark or abroad. Today, part of the total amount of wood waste generated in Denmark is incinerated at a Danish waste incineration plant and part of the total amount of wood waste is recycled in Danish and German particleboard production.

The aim is performing a "best available technology" LCA regarding the included technologies for treatment of wood waste. The LCA aims at representing treatment of wood waste in the near future (interpreted as until year 2030).

The normalized potential environmental impacts of the LCA forms the basis for ranking of the assessed treatment scenarios.

## Method

The LCA is performed as a consequential LCA, where the environmental consequences were calculated related to four different wood waste treatment scenarios. In compliance with the consequential approach, only the processes influenced by a given change in the system are included. When crediting avoided consumptions and emissions, in the context of recycling and incineration of the wood waste, system expansion has been performed.

The LCA is performed in compliance with the international standards ISO 14040 and ISO 14044. The recommendations in the ILCD handbook has been followed regarding the choice of LCIA methods and impact categories (JRC, 2011).

The data collection in the project has taken place by a survey of the current situation of wood waste treatment, done by Danish Technological Institute in cooperation with Deloitte, as well as a literature study of former publications in the same area. For those processes not covered by the performed survey or literature study, data from EASETECH or the Ecoinvent database were used.

## Prerequisites

The following summarizes the prerequisites of the environmental assessment.

There has been conducted interviews with the Danish particleboard producer Novopan Træindustri A/S, regarding production of particleboards med wood waste. An interview was also held with a Northern German particleboard producer confirming that they import Danish wood waste. It is assumed that data collected from the Danish particleboard production is representative of the

German production, i.e. it is expected that the technology level of the German and Danish particleboard production is similar.

Another important assumption is that biomass is a limited resource. This assumption influences the potential environmental impacts of recycling of wood waste, since the assumption implies that substitution of virgin wood with wood waste in the particleboard production, means release of virgin wood for energy production at a biomass fired combined heat and power plant.

It is presumed that the energy production at the biomass fired combined heat and power plant – as well as the energy production at from incineration of wood waste at the waste incineration plant in Denmark – substitute marginal energy.

Assumptions are made concerning the marginal electricity and heat fuels until year 2030. Since the Danish electricity market has an increasingly larger share of renewable energy sources, a mixed electricity marginal is chosen; coal based electricity marginal until year 2020 and a mix of 50 %/50 % coal/wind powered electricity marginal after year 2020. Regarding the district heating marginal, an average Danish marginal is chosen.

## Results

The potential environmental impacts from the four different wood waste treatment scenarios (0-3) were assessed; 0) Present situation for treatment of wood waste, 1) Incineration of wood waste at a waste incineration plant in Denmark, 2) Recycling of wood waste in Danish particleboard production and 3) Recycling of wood waste in German particleboard production. The functional unit, i.e. the reference flow of the calculations, is defined as:

*Treatment of 1 ton non-impregnated wood waste (dry matter) including sorting, transportation to treatment facility, treatment (incineration, recycling) and disposition of any residuals from the treatment processes.*

The potential environmental impacts are presented in Figur 1, Figur 2 and Figur 3. In each of the impact categories, the results were normalized to obtain the common unit *personal equivalents* (PE) per functional unit. The results are normalized by dividing the characterized potential environmental impacts with the average annual load related to one person in the respective categories.

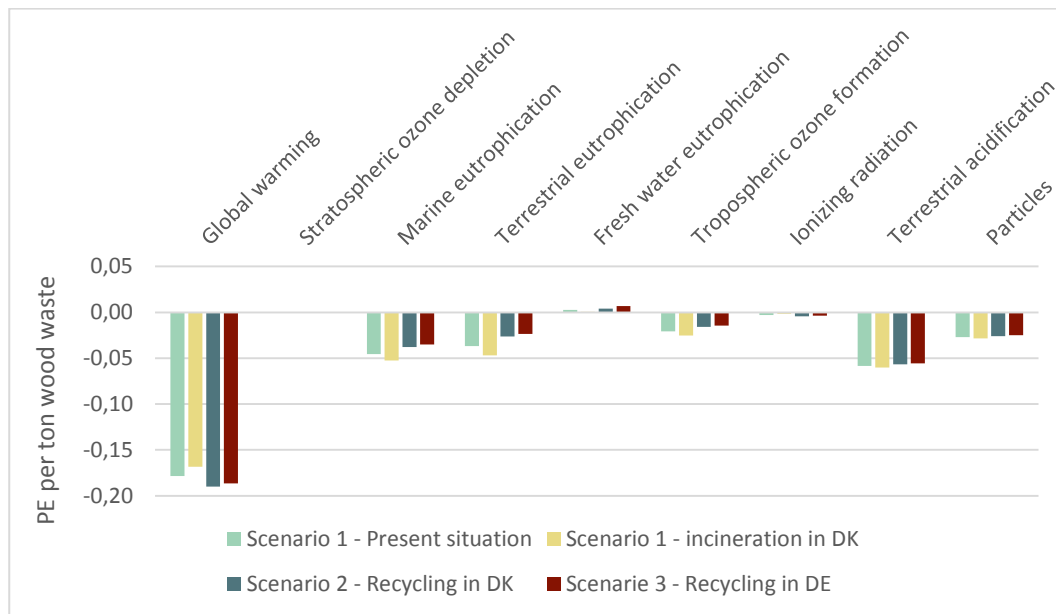
Figur 1, the non-toxic results, shows the occurrence of negative environmental impacts (environmental savings) in most of the impact categories, with the largest savings in the global warming impact category. Recycling of wood waste gives the largest environmental savings, however the difference between the scenarios is minor. The environmental savings are primarily caused by the substitution of marginal energy with energy produced by incineration of wood waste (scenario 1) and virgin wood (scenario 2 and 3). The saving in the global warming impact category is less in scenario 1 than in scenario 2 and 3, due to the assumption of lower energy efficiencies at the waste incineration plant than at the biomass fired combined heat and power plant. Scenario 2 and 3 vary only by the third decimal, since the only difference between the two scenarios is a longer transport distance to the particleboard factory in scenario 3.

Figur 2, the abiotic resource consumption, shows the occurrence of environmental savings of fossil resources, primarily due to the substitution of marginal electricity. As in Figur 1 the scenarios are ranked such that the largest environmental savings occur in scenario 2 and 3, where the wood waste is being recycled.

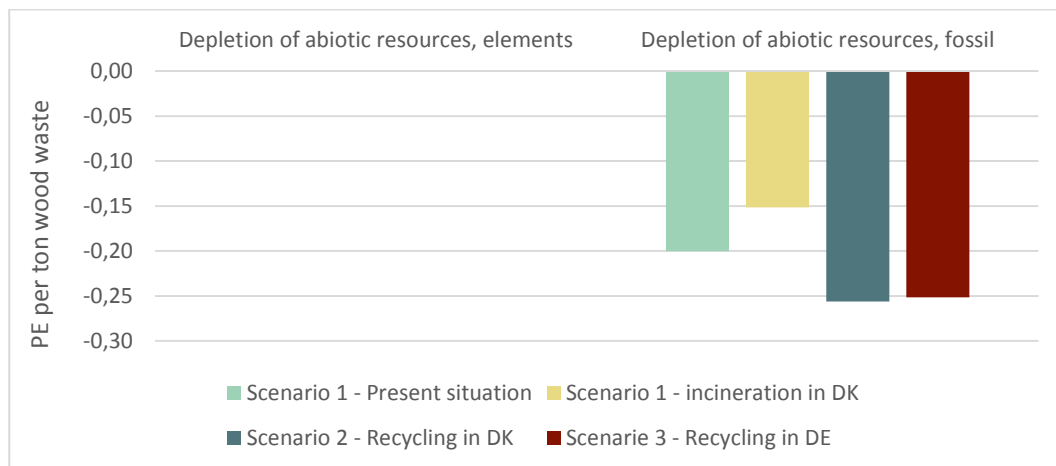
Figur 3 shows the toxic results. The toxic impacts are about a factor 10 smaller than the non-toxic impacts. The ranking is such that recycling (scenario 2 and 3) gives the largest toxic saving in terms

of carcinogenic effects and that incineration (scenario 1) gives the largest toxic saving when it comes to non-carcinogenic effects and ecotoxicity. However, the differences are on the third decimal, hence limited. Furthermore, the toxic results are generally more uncertain than the non-toxic results, and should therefore be given less weight in the interpretation of the results.

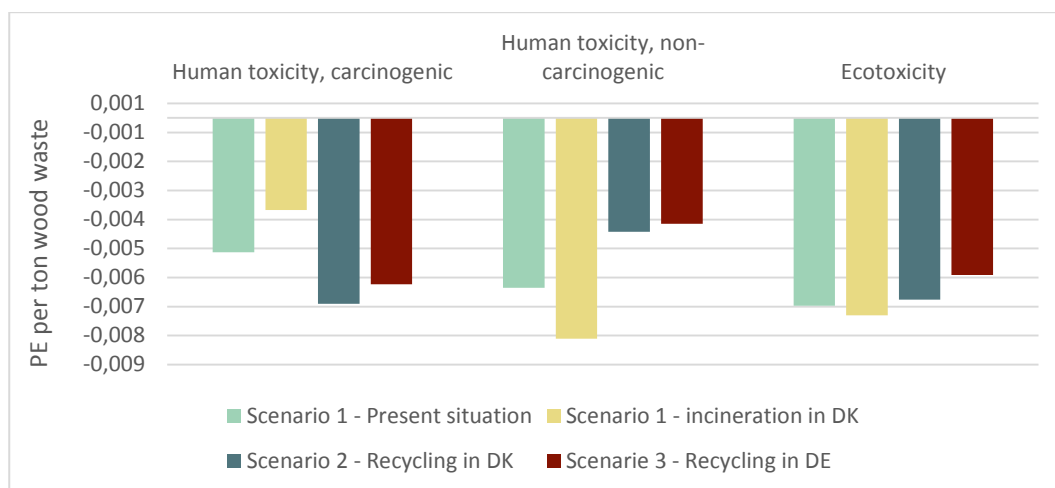
The LCA does not include an uncertainty analysis, since there is not information about uncertainty and variation for all the applied data.



**FIGUR 4**  
POTENTIAL NON-TOXIC ENVIRONMENTAL IMPACTS MEASURED IN PERSON EQUIVALENTS (PE) PER TON OF WOOD WASTE



**FIGUR 5**  
POTENTIAL CONSUMPTION OF ABIOTIC RESOURCES MEASURED IN PERSON EQUIVALENTS (PE) PER TON OF WOOD WASTE



**FIGUR 6**  
POTENTIAL TOXIC ENVIRONMENTAL IMPACTS MEASURED IN PERSON EQUIVALENTS (PE) PER TON OF WOOD WASTE

### Sensitivity analysis

A number of uncertainty analyses were conducted in order to analyze the robustness of the results, i.e. whether or not the ranking of the scenarios change when varying important parameters of the LCA. Important parameters were selected based on a combined evaluation of the results and input data of the LCA,

Chosen sensitivity analyses concerned alternative sources for marginal electricity and heat, lower heat efficiency at the biomass fired combined heat and power plant and the underlying assumption that biomass is limited.

The results show that the LCA is robust to alternative marginal electricity and heat sources as well as a less effective heat production at the biomass fired combined heat and power plant. The LCA is not robust to the underlying assumption of limited biomass; if biomass is not limited than incineration of wood waste (scenario 1) will lead to the largest environmental savings in all non-toxic categories.

### Conclusions

As mentioned, the results of the LCA are based on a number of prerequisites, especially the assumption of limited biomass is decisive for the ranking of the scenarios.

Overall, it is concluded that the difference between the potential environmental impacts of incineration versus recycling of wood waste is limited. Yet, recycling gives larger environmental savings than incineration of wood waste in more environmental categories, most clearly global warming and fossil resource consumption. Incineration of wood waste also gives environmental savings in the categories of global warming and fossil resource consumption, but smaller than recycling, since a lesser amount of marginal energy is substituted in the incineration scenario. This is due to differences in energy efficiencies at the biomass fired combined heat and power plant versus the waste incineration plant.

# 1. Indledning og formål

Genanvendeligt træaffald repræsenterer den del af træaffaldet, som genereres i Danmark, der er egnet til genanvendelse eller forbrænding på almindelige affaldsforbrændingsanlæg. Dette udelader træaffald behandlet med imprægneringsmidler såsom kreosot, krom, kobber og arsen.

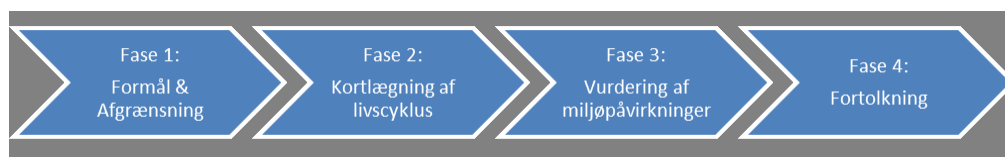
Genanvendeligt træaffald indsamles på genbrugspladserne, via storskraldsordninger eller fra bygge- og anlægsaktiviteter. Når træaffaldet forbrændes udnyttes energiindholdet i træet, mens træaffaldet erstatter nyt træ, når det genanvendes. I dag er situationen dels at træaffaldet forbrændes på affaldsforbrændingsanlæg sammen med stort og småt brændbart, dels at det genanvendes i dansk eller udenlandsk spånpladeproduktion.

Regeringens ressourcestrategi "Danmark uden affald" har som målsætning, at Danmark skal blive mere ressourceeffektivt, hvilket dels skal opnås ved at mængden af ressourcer, der genanvendes, øges. Med afsæt i Ressourcestrategien ønskes det at sammenholde de potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse og forbrænding af træaffald med den nuværende situation for behandling af træaffald.

Rapporten indeholder en livscyklusvurdering (LCA) af behandling af dansk genanvendeligt træaffald. Formålet med LCA'en er at belyse de potentielle miljøpåvirkninger, der opstår ved forskellige typer behandling af træaffald.

## 2. Afgrænsning og udformning af livscyklusvurderingen

Der udføres en livscyklusvurdering (LCA) af scenarierne i delprojektet. Arbejdsprocessen følger de fire obligatoriske faser i en LCA, som vist i Figur 7.



FIGUR 7  
DE FIRE FASER I UDARBEJDELSE AF EN LCA

Udførsel af LCA'en er i overensstemmelse med gældende internationale standarder i ISO 14040-serien.

### 2.1 Overordnede principper

Livscyklusvurderingerne udføres efter metoden for konsekvensmodellering, som er en metode der har til formål at opgøre systemers miljø-konsekvenser. For at opgøre konsekvenserne foretages en udvidelse af systemgrænserne til at inkludere eksterne processer, der påvirkes af systemet, betegnet de "marginale processer". For scenarierne i nærværende projekt er der foretaget systemudvidelser for at kreditere den fortrængte (undgåede) produktion af energi og/eller materialer som konsekvens af scenarierne. Ved at udvide systemgrænserne til at inkludere eksterne processer, der påvirkes af scenarierne, opgøres miljøkonsekvenserne af scenarierne for behandling af træaffald. Processer der ikke influeres af indholdet af træaffald er udeladt, fx forbrug af materialer i spånpladeproduktion som er uafhængig af indholdet af træaffald i produktionen.

Den anvendte tilgang er konsistent med LCA-metoderne i Miljøstyrelsens tidligere projekter, senest projekterne om håndtering af nyt såvel som allerede deponeret shredderaffald.

### 2.2 Funktionel enhed

Den funktionelle enhed beskriver affaldssystemets kvantificerede ydeevne og anvendes som referenceenhed ved sammenligning af de forskellige scenarier. Den funktionelle enhed beskriver altså hvilken fælles funktion systemerne i de enkelte scenarier skal opfylde.

I nærværende projekt defineres den funktionelle enhed som:

*Håndtering af 1 ton træaffald (TS) inklusiv sortering, transport til behandling, behandling (forbrænding, genanvendelse) og slutdisponering af eventuelle restprodukter.*

Begrebet 'træaffald' i denne LCA er synonym med betegnelsen 'ikke-imprægneret "rent" træaffald', som også ses anvendt til at beskrive denne affaldsfraktion. Denne definition ekskluderer træ behandlet med imprægneringsmidler såsom kreosot, krom, kobber og arsen, men inkluderer træ behandlet med lim, lak og maling.

### **2.3 Tidsmæssig, geografisk og teknologisk afgrænsning**

I forbindelse med nærværende projekt er der udført en kortlægning af mængder og praksis for behandling af træaffald på basis af data fra år 2012. Årsmængder af træaffald forventes at fluktuere i samspil med den overordnede konjunktur i samfundet, og fremtidige årsmængder forventes således ikke at være de samme som mængden i år 2012.

Livscyklusvurderingens geografiske afgrænsning af træaffaldet er træaffald genereret inden for Danmarks grænser. Det ligger inden for systemets grænser, når dansk træaffald transporteres til udlandet og genanvendes.

Der er så vidt muligt anvendt data for behandlingsteknologier der repræsenterer "bedst tilgængelig teknologi". Det tilstræbes således, at de anvendte teknologidata er repræsentative frem til år 2030. En tidshorizont frem til år 2030 er valgt, da det vurderes, at usikkerheden forbundet med bl.a. anvendte teknologier, baggrundssystemer og kemisk sammensætning af træaffaldet ud over denne periode er for store til, at LCA'ens resultater kan anses for gældende.

Med hensyn til marginal elproduktion anvendes kulbaseret el frem til år 2020 og et mix af kulbaseret elektricitet og vindkraft i forholdet 50:50 efter år 2020. Kombinationen efter år 2020 er udtryk for at både fossil-tung og fossil-let energiproduktion kan blive berørt, hvis der laves ændringer i affaldssystemet i fremtiden. Med hensyn til marginal varmeteknologi antages gennemsnitlig dansk fjernvarme i den samlede tidsperiode fra 2014-2030, jf. Energistyrelsen (2011).

Resultaterne for projektets scenarier vurderes at gælde, så længe der ikke sker væsentlige ændringer i de teknologier og baggrundssystemer, som nærværende LCA er baseret på. Her tænkes specielt på en eventuel overgang til et fossilfrit energisystem, som ville ændre energisubstitutionen for forbrænding markant.

### **2.4 Systemgrænser**

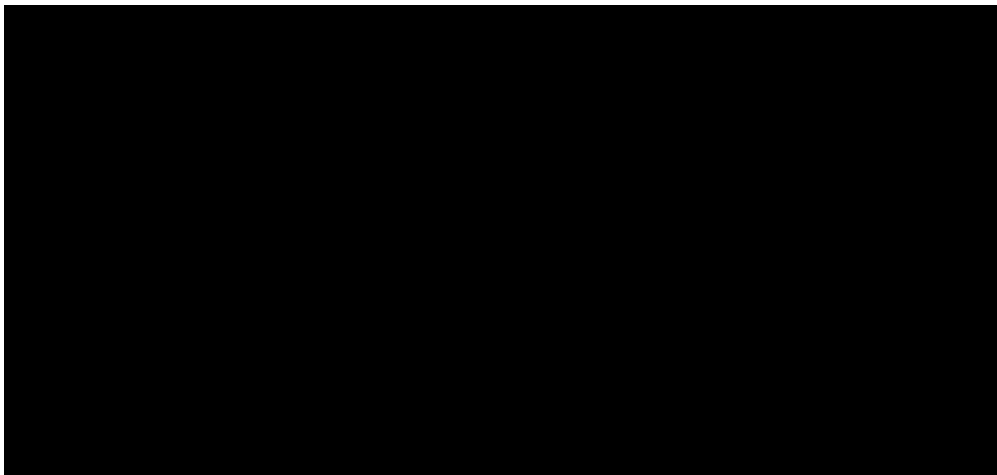
Systemgrænserne for LCA'en definerer hvilke processer der betragtes i analysen og hvilke der udelades. Træaffaldet kommer ind i systemet uden "byrder" fra opstrøms processer, dvs. uden bidrag fra produktion og anvendelse af de oprindelige træprodukter. Denne systemafgrænsning er foretaget, da fokus er på undersøgelse af affaldsbehandlingssystemer.

Figur 8 viser hvilke former for behandling, der er inkluderet i LCA'en samt substitutioner med marginal energi og nye metaller, vist med stiplede linjer. Substitution af marginal energi opnås, når træaffaldets energiindhold nyttiggøres under forbrænding. Substitution af metaller opnås når de metalholdige fraktioner i træaffaldet, i form af fx søm og skruer, genanvendes. Selve indsamlingen af træaffaldet er ikke inkluderet. Det ses at behandlingsscenarierne baserer sig på forbrænding henholdsvis genanvendelse af træaffaldet. Træaffaldet kommer ind i systemet uden "byrder" fra opstrøms processer. Dermed udelades bidrag fra produktion og anvendelse af de oprindelige træprodukter. Denne afgrænsning laves fordi formålet med LCA'en er at opgøre miljøpåvirkningerne fra behandling af træaffald, hvorfor den opstrøms produktion og anvendelse ikke er relevant.

Indsamling af træaffaldet fra husholdninger og mindre erhvervsdrivende håndteres forskelligt fra kommune til kommune. I nogle kommuner indsamles træaffaldet separat (kommuner, hvor



træaffaldet genanvendes) og i nogle kommuner indgår træaffaldet i stort og småt brændbart (kommuner, hvor træaffaldet energiudnyttes). Genanvendeligt træaffald fra større erhvervsdrivende, fx fra bygge- og anlægsaktiviteter, leveres til modtageanlæg, hvor der foregår en neddeling og sortering til energiudnyttelse eller genanvendelse. Selve indsamlingen af træaffaldet er ikke inkluderet. Stiplede linjer i Figur 8 indikerer substitution af marginal energi og nye metaller. Substitution af marginal energi opstår når træaffaldets energiindhold nyttiggøres under forgasning og forbrænding. Substitution af metaller opstår når jernholdige fraktioner i træaffaldet, i form af fx søm og skruer, udsorteres og herefter genanvendes.



**FIGUR 8**  
OVERORDNEDE SYSTEMGRÆNSER I LIVSCYKLUSVURDERINGEN AF BEHANDLING AF TRÆAFFALD. DE STIPLEDE LINJER SYMBOLISERER SUBSTITUERET ENERGI OG MATERIALER

## 2.5 Allokering/systemudvidelse

Livscyklusvurderingen anvender en konsekvenstilgang i modelleringen af affaldssystemerne, hvorfor der anvendes systemudvidelse i stedet for allokering. Systemudvidelse er foretaget ved at inkludere de eksterne processer, der substitueres (fortrænges) som følge af ændringer inden for affaldssystemet. Herved krediteres affaldssystemet for undgåede forbrug og emissioner, der ellers ville have fundet sted ved produktion af energi og materialer uden for affaldssystemet. For eksempel, når forbrænding af træaffaldet medfører produktion af el og varme inden for affaldssystemet, antages en substitueret af marginal el og varme, hvilket foregår ved at systemet udvides til at inkludere undgået produktion af marginal el og varme.

Det skal nævnes, at der i visse tilfælde er benyttet enhedsprocesser fra databaserne Ecoinvent og EASETECH, hvor allokering er anvendt.

Som det ses på ovenfor erstatter træaffald jomfrueligt træ (også betegnet "rundtræ") når træaffaldet anvendes i spånpladeindustrien. Det er antaget at den erstattede mængde rundtræ bliver frigjort til energiproduktion på biomassefyrede kraftvarmeværker, der producerer el og varme som erstatter produktion af marginal energi. Den bagvedliggende antagelse er at biomasse anses som en begrænset ressource i nærværende projekt.

Ifølge en nyere europæisk undersøgelse er det fremtidige europæiske biomassebehov større end hvad der produceres (European Environment Agency, 2013), hvorfor det anses for rimeligt at betragte biomasse som en begrænset ressource inden for projektets tidsramme. Konsekvensen af at biomasse er en begrænset ressource er, at et fald i anvendelse af jomfrueligt træ ét sted i værdikæden betyder en tilsvarende mulighed for anvendelse i energiproduktionen.

## 2.6 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater

De potentielle miljøpåvirkninger fra affaldssystemet beregnes på basis af indsamlet data vedrørende forbrug af ressourcer og emissioner, hvilke tilsammen udgør de elementære udvekslinger med miljøet. De elementære udvekslinger karaktereres med henblik på deres bidrag til en række miljøpåvirkningskategorier. Karakteriseringen af miljøpåvirkninger betegnes ”life cycle impact assessment”, forkortet LCIA.

Det er valgt at følge ILCD-håndbogens anbefalinger af påvirkningskategorier og LCIA-metoder (JRC 2011 og Hauschild et al. 2012). Hvor ILCD-håndbogen anvender en integreret kategori for samlet forbrug af abiotiske ressourcer, anvendes i nærværende LCA særskilte påvirkningskategorier for forbruget af abiotiske<sup>1</sup> grundstoffer og fossile brændsler fra CML-metoden, Som anbefalet af ILCD anvendes karakteriseringsmetoder for human- og økotoksicitet fra modellen USEtox, der er en konsensusmodel til modellering af toksiske påvirkninger (Rosenbaum et al. 2008). USEtox inkluderer dog ikke påvirkninger på det humane åndedrætssystem fra partikelstoffer, så for denne kategori anvendes UPFM-modellen (Humbert, 2009), hvilket følger ILCD-håndbogens anbefaling.

Det bør nævnes, at der er en vis usikkerhed relateret til USEtox, som bør tages i betragtning ved fortolkningen af LCA’ens resultater. En ny version (USEtox version 1.1) er under udvikling, hvor især modelleringen af metallers binding videreudvikles.

De beregnede potentielle miljøpåvirkninger er angivet i ækvivalent-enheder (fx CO<sub>2</sub>-ækvivalenter), som endvidere normaliseres til en fælles enhed betegnet *personækvivalent* (PE) for hver af påvirkningskategorierne. Personækvivalenten er den beregnede potentielle miljøpåvirkning divideret med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person. Ved at normalisere påvirkningskategorierne til den fælles enhed PE kan påvirkningskategorierne sammenlignes på tværs af påvirkningskategorierne. Metoden til karakterisering og normalisering er beskrevet i ISO 14044 og ILCD-håndbogen. Tabel 1 viser de valgte miljøpåvirkningskategorier herunder metode, normaliseringsfaktor og enhed på normaliseringsfaktor. Anvendte normaliseringsfaktorer er fra Blok et al. (2013) og repræsenterer europæiske gennemsnitsværdier.

**TABEL 1**  
ANVENDTE MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER OG NORMALISERINGSREFERENCER

Påvirkningskategori	Metode	Forkortelse	Normaliseringsfaktor	Enhed
Drivhuseffekt	IPCC 2007	GWP100	8100	kg CO <sub>2</sub> -eq./PE/år
Stratosfærisk ozonnedbrydning <sup>2</sup>	WMO 1999	ODP	0,0414	kg CFC11-eq./PE/år
Humantoksicitet, cancereffekter <sup>3</sup>	USEtox v. 1.01	HT-C	0,0000542	CTUh /PE/year
Humantoksicitet, ikke-cancereffekt <sup>3</sup>	USEtox v. 1.01	HT-NC	0,00110	CTUh/PE/år
Partikler	Humbert (2009)	PM	2,76	kg PM 2.5/PE/år
Ioniserende stråling (human sundhed)	Dreicer		1330	kBq U-235 air-eq/person
Fotokemisk ozondannelse	ReCiPe midpoint	56,7		kg-NMVOEq/person

<sup>1</sup> Dækker over uorganiske råstoffer, fx mineraler og metaller

Forsuring, terrestrisk	Accumulated Exceedance	AP	49,6	AE/PE/år
Eutrofiering, terrestrisk	Accumulated Exceedance	TEP	115	AE/PE/år
Eutrofiering, ferskvand	ReCiPe midpoint	FEP	0,62	kg P-eq./PE/år
Eutrofiering, marin	ReCiPe midpoint	FEP	9,38	kg N-eq./PE/år
Økotoxicitet, ferskvand <sup>4</sup>	USEtox	ET	6.465*10 <sup>-5</sup>	CTU <sub>e</sub> /PE/år
Forbrug af abiotiske resource, fossile brændsler	CML	ADP-F	6.24*10 <sup>-4</sup>	MJ/PE/år
Forbrug af abiotiske ressourcer, grundstoffer	CML	ADP-E	3.43*10 <sup>-2</sup>	kg Sb-eq./PE/år
<sup>1</sup> International Panel for Climate Change, <sup>2</sup> World Meteorological Organization, <sup>3</sup> CTU <sub>h</sub> comparative toxic unit for humans. <sup>4</sup> CTU <sub>e</sub> - comparative toxic unit for ecosystem.				

## 2.7 LCA-modellen EASETECH

Værktøjet EASETECH anvendes til modellering af projektets fire scenarier samt karakterisering og normalisering af de potentielle miljøpåvirkninger. EASETECH er et LCA-værktøj udviklet af Danmarks Tekniske Universitet, til analyse af affaldssystemer (Clavreul et al., 2013).

EASETECH-modellen indeholder data for udvalgte anlæg og processer, men tillader også at specifikke anlæg opstilles og gemmes i modellen. Scenarier med flere affalds-flows kan opstilles for et givet system startende med affaldsgenereringen og afsluttende med slutdisponeringen i et deponi, energiudnyttelse, materialeudnyttelse, etc. EASETECH indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmfremstilling. Herudover kan data importeres fra kommercielle databaser indeholdende inputdata til LCA'er. I nærværende projekt er der udover EASETECH's egne data også gjort brug af generiske datasæt importeret fra Ecoinvent, en anerkendt LCA-database.

## 2.8 Datagrundlag

I forbindelse med nærværende projekt er der gennemført en indledningsvis kortlægning af flows og behandling af genanvendeligt træaffald. Resultaterne fra kortlægningen udgør datagrundlaget i LCA'en mhp. den nuværende situation for behandling af træaffald (mængder der forbrændes versus genanvendes).

Livscyklusvurderingen er endvidere baseret på tilgængelig litteratur samt på information indhentet fra relevante interessenter, for at kunne vurdere de potentielle miljøpåvirkninger ved forbrænding og genanvendelse i Danmark og i udlandet af træaffald.

For de resterende baggrundsprocesser er der endelig anvendt datasæt fra anerkendte LCA-databaser. De specifikke datakilder er nærmere beskrevet i kapitel 4.

## 2.9 Ikke-kvantitative vurderinger

Der anvendes ikke vægtning i LCA'en, da vægtning ikke er i overensstemmelse med ISO-standarden.

### **2.10 Begrænsninger**

Det understreges, at der er tale om en LCA udført i overensstemmelse med ISO-standarderne 14040 til 14044. Der er ikke kendskab til begrænsninger i forhold til LCA'ens anvendelse foruden det generelle forhold, at LCA'er ikke bør benyttes, som det eneste grundlag for beslutningstagen.

### **2.11 Proces mht. kritisk review**

Den udarbejdede LCA-rapport er genstand for eksternt review af et LCA-review team fra BIO by Deloitte i Frankrig bestående af Adrian Tan, Clément Tostivint og Chalotte Petiot. Den principielle metodik er vurderet af Michael Hauschild, DTU Management. Review-rapporten er tilgængelig i Bilag 8:.

### **2.12 Rapportformat**

Rapportformatet følger beskrivelsen i ISO-standard, som vist i Figur 1.

### **2.13 Tilsigtet anvendelse**

Livscyklusvurderingens resultater skal danne grundlag for en rangordning af behandlingsscenarierne ift. dets potentielle miljøpåvirkninger. Sammen med en samfundsøkonomisk vurdering kan LCA'en bidrage til at yde beslutningsstøtte ifm. eventuel fremtidig regulering på området.

Målgruppen for miljøvurderingen er Miljøstyrelsen, kommuner, rådgivere, forskere samt virksomheder, der anvender og håndterer træaffald.

# 3. Scenarier og transport

Livscyklusvurderingen omfatter fire scenarier, ét som dækker den nuværende situation for behandling af træaffald og tre alternative løsninger som vist i Tabel 2.

**TABEL 2**  
DE ANALYSEREDE SCENARIER FOR BEHANDLING AF TRÆAFFALD

	Beskrivelse
<b>Scenarie 0</b>	Nuværende situationen, hvor ca. 53 % forbrændes på affaldsforbrændingsanlæg, 38 % genanvendes i Danmark og 9 % genanvendes i udlandet.
<b>Scenarie 1</b>	Træaffaldet forbrændes på dansk affaldsforbrændingsanlæg.
<b>Scenarie 2</b>	Træaffaldet udsorteres og genanvendes i dansk spånpladeproduktion.
<b>Scenarie 3</b>	Træaffaldet udsorteres og genanvendes i udenlandsk spånpladeproduktion.

Ud fra de fire behandlingsscenarier i Tabel 2 ses, at den væsentligste forskel mellem scenarierne består i hvor stor en andel af træaffaldet der genanvendes i spånpladeindustrien og hvor stor en andel der energiudnyttes i danske affaldsforbrændingsanlæg. Tabel 3 viser en opsummering af fordelingen imellem forbrænding og genanvendelse i Danmark henholdsvis udlandet i de fire scenarier.

**TABEL 3**  
PROCENTVIS FORDELING IMELLEM FORBRÆNDING OG GENANVENDELSE I DE FIRE SCENARIER. MÆNGDERNE PER FUNKTIONEL ENHED (ET TON TRÆAFFALD) ER GIVET I PARENTES.

	Scenarie 0	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3
<b>Affaldsforbrænding</b>	53 % (530 kg)	100 % (1000 kg)	0	0
<b>Genanvendelse – Danmark</b>	38 % (380 kg)	0	100 % (1000 kg)	0
<b>Genanvendelse – Udland</b>	9 % (90 kg)	0	0	100 % (1000 kg)
<b>SUM</b>	100 %	100 %	100 %	100 %

Baseret på korrespondance med Novopan Træindustri A/S (Jensen 2014) og den nordtyske spånpladeproducent Glunz AG (Körner 2014) er der indikationer på en eksisterende konkurrence i anvendelsen af jomfrueligt træ til spånpladeproduktion versus energiproduktion. Efterspørgslen af jomfrueligt træ til energiproduktion medfører en vis prisstigning, som medvirker til at gøre det økonomisk fordelagtigt at genanvende træaffald. Et andet økonomisk incitament er at træaffald ikke kræver tørring, da det er tørrere end jomfrueligt træ, hvilket giver energibesparelser (Jensen, 2014).

Det er fundet at den primære genanvendelse af træaffald finder sted i spånpladeindustrien, hvorfor kun denne type genanvendelse betragtes. Genanvendelse af træaffald i spånpladeindustrien

forlænger træets livscyklus og udskyder udledningen af det bundne kulstof i træet, som vil blive udledt når træaffaldet forbrændes. Til forfatterens viden er der ingen "take back"-systemer for spånplader efter anvendelse, og de ender dermed højst sandsynligt på en genbrugsplads eller i et forbrændingsanlæg efter endt anvendelse.

### 3.1 Scenarie 0: Nuværende situation for håndtering af træaffald

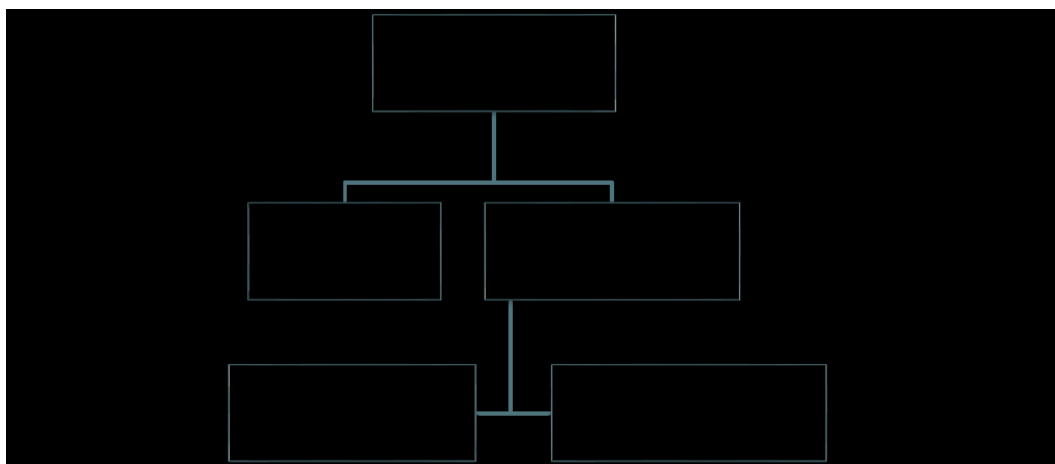
Scenarie 0 omfatter den nuværende situation for håndtering af træaffald, hvilket er en kombination af genanvendelse i spånpladeindustrien og energiudnyttelse på affaldsforbrændingsanlæg. På basis af den udførte kortlægning er situationen i dag, at omtrent 53 % af den totale mængde træaffald forbrændes og 47 % genanvendes.

Forholdet imellem hvor meget af træaffaldet, der genanvendes i Danmark versus udlandet er estimeret ved at sammenholde oplysninger fra danske modtageanlæg, udenlandske spånpladeproducenter og den årlige produktion af dansk træaffald. Der er foretaget et interview med den nordtyske spånpladeproducent Glunz AG, som meddelte at virksomheden modtager omkring 30.000 ton genanvendeligt træaffald fra Danmark om året (Körner 2014). Danske affaldsmottagere (private behandlere, genbrugspladser) meddeler at cirka 39.000 tons træaffald genanvendes i udlandet. Glunz AG har i alt fire fabrikker, hvor fabrikken tættest på Danmark har beliggenhed i den nordtyske by Nettgau. Det antages, at eksporten af træaffald foregår til fabrikken i Nettgau. På basis af svarene fra Körner (2014) og danske affaldsmottagere antages, at 40.000 ton træaffald genanvendes i udlandet.

Selvom miljøvurderingens funktionelle enhed er behandling af ét ton træaffald, findes det interessant at opgøre de samlede mængder træaffald i Danmark og flows til behandling for at få et mængdemæssigt billede af den nuværende situation for behandling af træaffald.

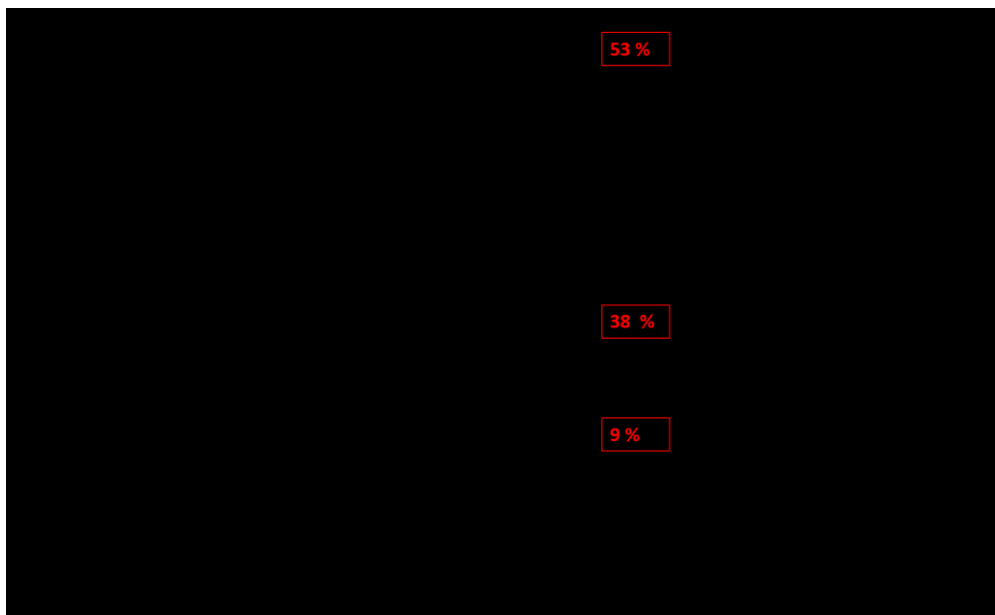
Figur 9 viser flowet af træaffald i år 2012. For en nærmere beskrivelse af kortlægningen henvises til kortlægningsrapporten (en del af nærværende projekt). Overordnet set har kortlægningen afdækket, at der årligt genereres mindst 395.000 tons genanvendeligt træaffald i Danmark. Omtrent 50 % af dette træ forbrændtes i år 2012, hvilket skyldes dels forbrænding af rent træaffald, dels at en række brændbare affaldsfraktioner fra genbrugspladserne indeholder træaffald. 38 % af træaffaldet genanvendtes i dansk spånpladeproduktion, og den resterende del genanvendes i udlandet – primært i nordtysk spånpladeproduktion.

Kortlægningen fandt desuden at ud af de cirka 205.000 ton træaffald, der forbrændes, eksporteres cirka 56.000 ton til affaldsforbrændingsanlæg i Sverige. I LCA'en ses bort fra andelen der forbrændes i Sverige og der analyseres kun på forbrænding af træaffald i Danmark.



FIGUR 9  
SAMLET MÆNGDE TRÆAFFALD GENERERET I DANMARK I ÅR 2020 (ØVERST) OG FORDELING AF MÆNGDER TIL

Figur 10 viser det overordnede flow af træaffald i scenarie 0 inklusiv substitution af marginal energi og nye metaller. Systemgrænsen starter efter at træaffaldet er indsamlet. Det brændbare affald energiudnyttes på et affaldsforbrændingsanlæg. Udsorteret træaffald genanvendes på en spånpladefabrik i Danmark eller Tyskland. Som følge af krav til kvalitetskontrol og grovneddeling samt logistikoptimering transporteres det udsorterede træaffald fra genbrugspladsen til et modtageanlæg, hvor det af behandlere yderligere sorteres og neddeles i håndterbar størrelse, og efterfølgende leveres til spånpladeproducenten. Der er en forekomst af metaller i træaffaldet, som kommer fra fx søm og skruer. Genanvendelse af metaller er inkluderet i alle behandlingsscenarierne.



**FIGUR 10**  
SCENARIO 0: NUVÆRENDE SITUATION FOR BEHANDLING AF TRÆAFFALD. SUBSTITUTION AF MATERIALER OG ENERGI ER VIST VED STIPELE LINJER. TRANSPORT ER VIST VED PILE.

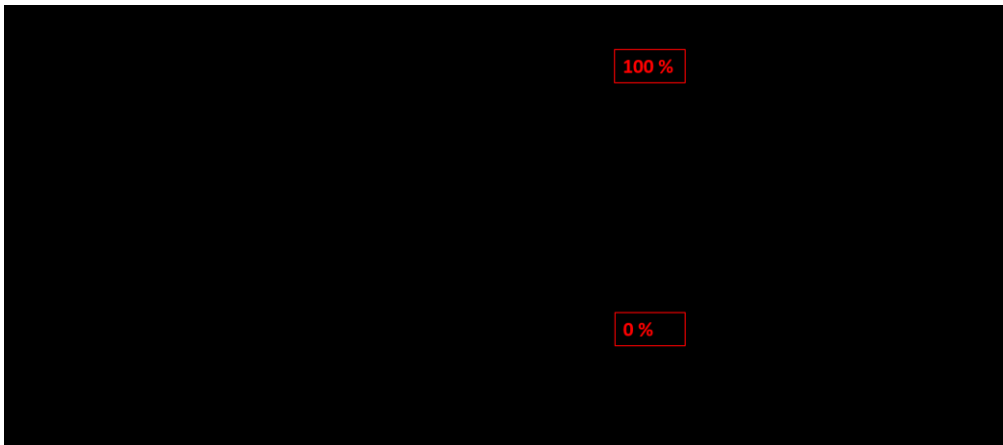
### 3.2 Scenarie 1: Energiudnyttelse på affaldsforbrændingsanlæg

Scenarie 1 omfatter forbrænding af træaffald på et affaldsforbrændingsanlæg (Figur 11). Træaffaldet indføres i affaldsforbrændingsanlægget som stort og småt brændbart, men kun miljøpåvirkningen fra forbrændingen af selve træaffaldet er inkluderet i LCA'en.

Transport af indsamlet træaffald til affaldsforbrændingsanlægget er inkluderet. Forbrænding af træaffaldet producerer energi, hvilken forudsættes at substituere produktion af marginal energi, markeret med stiplede linjer i Figur 11. Emissioner til atmosfæren samt behandling af restprodukter fra affaldsforbrændingsanlægget er inkluderet. Efter forbrænding udsorteres værdifulde metaller fra slaggen med genanvendelse til følge. Genanvendelsen af metaller antages at substituere produktionen af nye metaller.

Det forudsættes, at danske affaldsforbrændingsanlæg vil have tilstrækkelig kapacitet til at forbrænde den yderligere mængde træaffald, der afstedkommes af scenarie 1. Hermed forventes det ikke at scenarie 1 fortrænger andet affald på affaldsforbrændingsanlæggene<sup>2</sup>.

<sup>2</sup> Øget forbrænding af træaffald kan muligvis føre til fortrængning af udenlandsk affald på de affaldsforbrændingsanlæg der importerer udenlandsk træaffald – konsekvenserne ved denne mulige fortrængning ligger uden for LCA'ens dækkeområde.

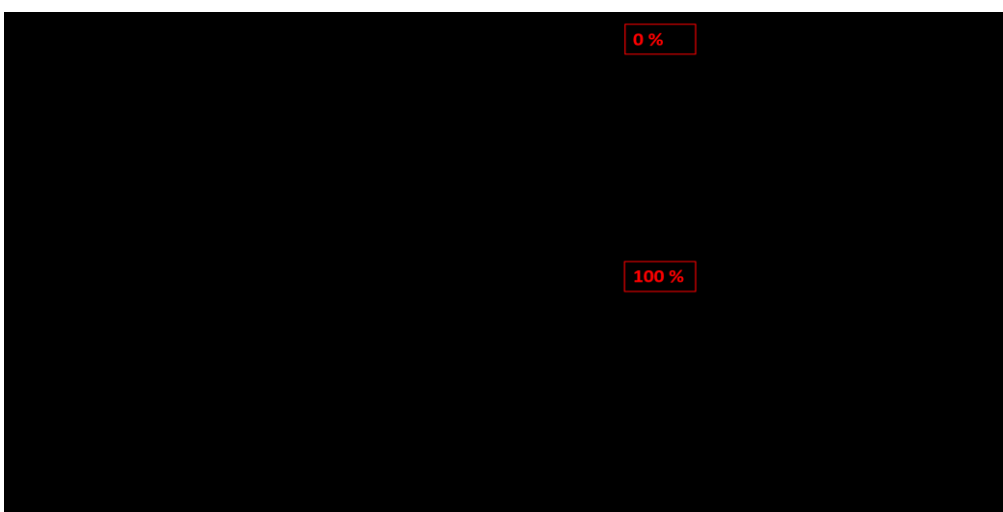


**FIGUR 11**  
 SCENARIO 1: ENERGIUDNYTTELSE AF TRÆAFFALD PÅ AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG. SUBSTITUTION AF MATERIALER OG ENERGI ER VIST VED STIPLEDE LINJER. TRANSPORT ER VIST VED PILE.

### 3.3 Scenarie 2: Genanvendelse i dansk spånpladeproduktion

Scenarie 2 omfatter genanvendelse af træaffald i dansk spånpladeproduktion (Figur 12). Det udsorterede træaffald genanvendes og neddeles, hvorefter det transporteres til spånpladeproducenten Novopan Træindustri A/S. Ifølge specifikationer er de ydre mål efter grovneddeling imellem 1000 x 1000 x 500 mm. og 100 x 100 x 100 mm. (Jensen, 2014). Efter modtagelse af træaffaldet hos spånpladefabrikken frasorteres i sorteringstårne og sælges herefter til genanvendelse (Jensen 2014).

Det ses på Figur 12 at træaffaldet erstatter jomfrueligt træ (rundtræ) i spånpladeproduktionen. Oprindelsen af rundtræet som Novopan Træindustri A/S anvender i dag er fejlelementer fra danske nåletræsplantager (Jensen 2014). Rundtræet der erstattes af træaffaldet er således et restprodukt fra tømmerproduktionen af relativt lav kvalitet. Når der anvendes træaffald antages det at der produceres træflis til energiproduktion af rundtræet, som i stedet anvendes til energiproduktion på et biomassefyret kraftvarmeværk. Den producerede energi på det biomassefyrede kraftvarmeværk antages at erstatte marginal energi.



**FIGUR 12**  
 SCENARIO 2: GENANVENDELSE AF TRÆAFFALD I SPÅNPLADEPRODUKTION I DANMARK. SUBSTITUTION AF MATERIALER OG ENERGI ER VIST VED STIPLEDE LINJER. TRANSPORT ER VIST VED PILE.



### **3.3.1 Potentiale for øget genanvendelse i Danmark**

For at kunne aftage den yderligere mængde træaffald der genanvendes i Danmark i scenarie 2 formodes det, at Novopan Træindustri A/S må øge deres andel af træaffald sammenlignet med i dag, idet Novopan Træindustri A/S, ikke vurderer at det er realistisk at øge produktionen. Andelen af træaffald i spånpladematerialet er i dag cirka 60 %, og Novopan Træindustri A/S vurderer, at det vil være realistisk at øge andelen med 5-10 % ift. i dag (Jensen 2014). En spånpladeproduktion baseret på 100 % træaffald er teknisk besværlig, idet jomfrueligt træ – som er renere og mere homogent end træaffald - er nødvendig til at styre kvaliteten af produktionen. Desuden er anlæggets kapacitet til at sortere træaffaldet begrænset (Jensen, 2014). Hvis Novopan Træindustri A/S fastholder en 60-70 % andel af træaffald i al produktion, inklusiv ny kapacitet ved eventuel fremtidig vækst, antages det at kapaciteten er tilstrækkelig til at modtage det træaffald, der i dag forbrændes – med den primære begrænsende faktor værende kapaciteten til sortering af træaffaldet.

Novopan Træindustri A/S følger den tyske klassificering af resttræ og træaffald i fire forskellige klasser, A1 til A4, som indebærer restriktion for anvendelse (Peek, ukendt år). A1 er mekanisk forbehandlet træ, som ikke indeholder lim eller andre kemiske stoffer, eksempelvis træpaller. A2 er træaffald, der er malet, coatet, lakeret eller på anden vis behandlet med undtagelse af halogener og imprægnering; A2 svarer dermed til træet der er fokus på i nærværende projekt. Både A1 og A2 må genanvendes. A3 indeholder halogener men ingen imprægnering. A4 er forurennet med imprægnering og kan være telefonpæle, hegn, etc. (Peek, ukendt år). Hverken A3 eller A4 må genanvendes, men skal deponeres eller afbrændes på anlæg der har særlig tilladelse hertil. I følge Novopan Træindustri A/S modtages kun dansk træaffald inden for klasserne A1 og A2 (Jensen, 2014).

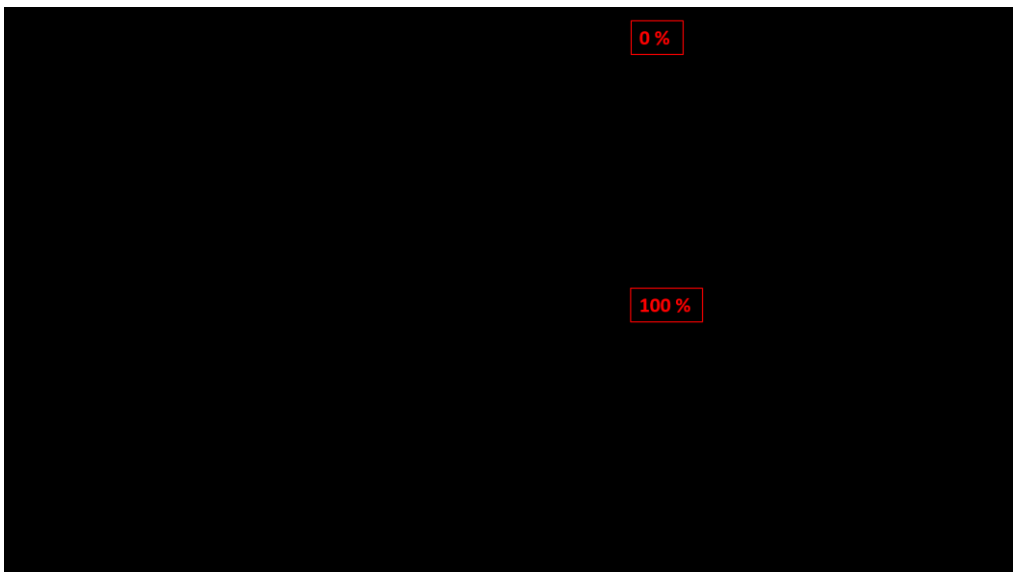
Der forekommer dog nogle forskelle i modtagekrav i dansk og tysk spånpladeproduktion mhp. anvendte grænseværdier for udvalgte kemiske stoffer, hvorfor der kan være en forskel i potentialet for genanvendelse af dansk træaffald i Danmark og Tyskland ift. den aktuelle kvalitet af dansk træaffald. Denne problematik er nærmere beskrevet i afsnit 3.4.1.

### **3.4 Scenarie 3: Genanvendelse i udenlandsk spånpladeproduktion**

Scenarie 3 omfatter genanvendelse af træaffald i udenlandsk spånpladeproduktion (Figur 13). Som beskrevet i afsnit 3.1 antages det, at 'udenlandsk' bedst repræsenteres ved Nordtyskland. Det udsorterede træaffald genanvendes og neddeles til håndterbar størrelse, hvorefter det transporteres til spånpladeproducenten Glunz AG i Tyskland. Transporten af træaffaldet til Tyskland er inkluderet.

Det antages, at produktionsprocesser samt varme- og elforbrug er det samme som ved dansk spånpladeproduktion. Desuden er scenariet underlagt samme antagelse om at træaffaldet erstatter rundtræ, som i stedet anvendes til energiproduktion på et biomassefyret kraftvarmeværk. Rundtræet forudsættes at være fejlelementer fra lokal tømmerproduktion i Tyskland, da rundtræ til spånpladeproduktion normalt ikke eksporteres fra Danmark, idet de ekstra transportomkostninger er for høje ift. værdien af træet (Dansk Skovforening et al. 2013).

Der er anvendt samme marginale el- og varmebrændsler i Tyskland som i Danmark. Denne antagelse vurderes at være rimelig pga. den påbegyndte tyske udfasning af atomkraft, som ifølge flere kilder, bl.a. Bruninx et al. (2012), vil medføre, at det resulterende el-underskud vil blive dækket af nyopførte kulkraftværker.



**FIGUR 13**  
 SCENARIO 3: GENANVENDELSE AF TRÆAFFALD I SPÅNPLADEPRODUKTION I TYSKLAND. SUBSTITUTION AF MATERIALER OG ENERGI ER VIST VED STIPLEDE LINJER. TRANSPORT ER VIST VED PILE.

### 3.4.1 Potentiale for øget genanvendelse i udlandet

I dag udgør træaffald knap 60 % af spånpladematerialet i den danske spånpladeproduktion (Jensen 2014). Glunz AG oplyser, at træaffald på deres anlæg i Nettgau, Nordtyskland, udgør 40 % af spånpladematerialet i dag, men andelen vil stige til 60 % inden for et par år pga. nye investeringer i sorteringstårne (Körner 2014). Dermed forventes, at potentialet for import af dansk træaffald til genanvendelse i Tyskland vil stige de kommende år (Körner 2014).

Set i forhold til den aktuelle kvalitet af udsorteret dansk træaffald kan potentialet for eksport til tyske spånpladeproducenter dog være hæmmet af forskelle i modtagekrav hos dansk og tysk spånpladeproduktion.

Ifølge et dansk affaldsforbrændingsanlæg, som leverer træ til genanvendelse i både Danmark og Tyskland, er grænseværdierne for træaffaldet forskellige for tysk og dansk spånpladeproduktion. Det er uvist om alle spånpladeproducenter i Tyskland følger de samme grænseværdier, men som udgangspunkt oplever det danske affaldsforbrændingsanlæg en forskel i kvalitetskravene i Danmark og Tyskland.

Grænseværdierne til træaffald hos Novopan Træindustri A/S er beskrevet i virksomhedens "Kvalitets- og leveringsbestemmelser for frasorteret- kasseret træmateriale" (Ladekjær-Mikkelsen 2008). Her lægger Novopan Træindustri A/S sig for nogle kemiske stoffer op ad minimumsstandarderne angivet af brancheforeningen EPF's "Standard for delivery conditions of recycled wood" (European Panel Foundation, ukendt år), men har strengere krav for andre kemiske stoffer.

Grænseværdierne i tysk spånpladeproduktion svarer til grænseværdier defineret i Tabel 2 i den schweizisk udarbejdede "Marktkontrolle Holzwerkstoffe und Altholz 2007" om anvendelse af træaffald (Herren 2010).

Tabel 4 viser grænseværdierne for genanvendelse af træaffald i Danmark og Tyskland samt minimumsstanden defineret af brancheforeningen for europæiske pladeproducenter, EPF. Det ses, at de tyske grænseværdier er lavere mht. tungmetaller (arsen, cadmium, krom, kobber, bly og kviksølv) og pentaklorfenol imens, at de danske grænseværdier er lavere mht. flour og klor. Det ses desuden, at Novopan Træindustri A/S lægger sig på linje med minimumskravene defineret af EPF for arsen og bly og pentaklorfenol, imens det ligger højere mht. cadmium, krom og kviksølv

henholdsvis lavere mht. flour og klor. Det ses desuden, at der ikke er nogen dansk grænseværdi for kobber eller polyklorerede biphenyler (PCB).

Grænseværdierne vist i Tabel 4 indikerer, at der kan ligge en barriere i potentialet for eksport af dansk træaffald til genanvendelse pga. forskelle i kvalitetskrav til træaffaldet lande imellem. En øget eksport af træaffald til genanvendelse i Tyskland vil formentlig kræve en højere grad af sortering af træaffaldet opstrøms for genanvendelse, hvilken skal udføres af aktører såsom genbrugspladser, affaldsforbrændingsanlæg, private affaldsbehandlere og nedrivere.

**TABEL 4**  
GRÆNSEVÆRDIER FOR ANVENDELSE AF TRÆAFFALD I DANSK OG TYSK SPÅNPLADEPRODUKTION SAMT I  
MINIMUMSSTANDARD FRA EPF (EUROPEAN PANEL FOUNDATION). GRÆNSEVÆRDIER ER ANGIVET I MG PER KG  
GENANVENDT TRÆ.

	<b>Novopan Træindustri A/S</b>	<b>Tyskland</b>	<b>EPD-standard</b>
Arsen, As	25	2	25
Cadmium, Cd	75	2	50
Krom, Cr	60	30	25
Kobber, Cu	-	20	40
Bly, Pb	90	30	90
Kviksølv, Hg	60	0,4	25
Flour, F	50	100	100
Klor, Cl	500	600	1000
Pentaklorfenol (PCP)	5	3	5
Lindan	2	-	-
Benz(a)pyren (kreosot)	-	-	0,5
Polyklorerede biphenyler (PCB)	-	3	-

### **3.5 Transport**

Der er foretaget et estimat af transporten i scenarie 1-3 (scenarie 0 er en kombination af scenarie 1, 2 og 3). Det er antaget at den landbaserede transport er foretaget med en bærekapacitet på 14-20 ton. Til modelleringen er anvendt processen "Road, Truck, 14t-20t, Euro 5, on highway, DK" fra EASETECH-databasen. Til modelleringen af transport med skib er anvendt processen "Container ship, 350 TEU, domestic transportation – Denmark", idet der er tale om en rute imellem Danmark og Sverige. Tabel 5 opsummerer den estimerede transport i scenarierne.

**TABEL 5**  
TRANSPORT INKLUDERET I LCA'EN. TRANSPORT MED SKIB ER NOTERET I PARENTES.

Beskrivelse af rute	Distance (km)	Relevante scenarier
Træaffald fra indsamlingssted til affaldsforbrændingsanlæg	100	0, 1
Slagge fra affaldsforbrændingsanlæg til vej	100	0, 1
Træaffald fra indsamlingssted til dansk spånpladefabrik	170	0, 2
Træaffald fra indsamlingssted til nordtysk spånpladefabrik	560	0, 3
Træflis fra plantage til biomassefyret kraftvarmeværk	100	0, 2, 3
Bundaske fra biomasseværk til deponi	100	0, 2, 3
Flyveaske fra anlæg til deponi i tysk saltmine	530	0, 1, 2, 3
Stål til genanvendelse i Sverige	175	0, 1, 2, 3
Aluminium til genanvendelse i Sverige	175	0, 1, 2, 3

# 4. Livscyklusopgørelser

De følgende livscyklusopgørelser (LCI) beskriver anvendte data i LCA'en. Anvendte data fordeler sig på forbrug af energi og materialer samt udledninger af stoffer til miljøet. Livscyklusopgørelserne giver input til opgørelse af de elementære udvekslinger med miljøet i de angivne scenarier.

Forudsætningerne for dataindsamlingen er givet indledningsvist i beskrivelsen af hver livscyklusopgørelse, med henblik på at give et overblik over datagrundlaget i livscyklusvurderingen.

## 4.1 Sammensætning af træaffald

Træsarten af træaffald kan variere og genanvendeligt træaffalds oprindelse kan både være møbler, dørkarme, trægulve, trælofte, spånplader og bordplader (Rosendal 2014) samt paller, maskinkasser, emballage, køkkenelementer, nedbrydningstømmer, OSB- eller krydsfinérpladerester (Ladekjær-Mikkelsen 2008). Genanvendeligt træaffald ekskluderer MDF- eller masonitplader, trykimprægneret træ, rødde eller have- og parkaffald (Ladekjær-Mikkelsen 2008). Udendørs konstruktioner, såsom pæle og hegn, vil ofte være imprægnerede, og imprægneret træ hører til en anden gruppe træaffald end genanvendeligt træaffald, som denne LCA har fokus på. Det genanvendelige træaffald kan være behandlet med lak, maling og lim. I træ fra byggeaffald fra perioden 1950-1977 kan der være forekomst af polyklorerede biphenyler (PCB), hvis ikke det er fjernet under nedrivningen. Et dansk anlæg nævnte eksempelvis at de udsorterer noget af det træaffald de modtager, pga. risiko for forekomst af PCB og andre miljøfremmede stoffer.

Træaffaldets sammensætning defineres først med henblik på dets indhold af kemiske stoffer og andre relevante parametre. Dernæst defineres materialesammensætningen af træaffald. Anvendte data skal, så vidt muligt, repræsentere gennemsnitlig træaffald udsorteret fra stort og småt brændbare fraktioner på genbrugspladser, fra storskrald og bygge- & anlægsaktiviteter.

### 4.1.1 Forudsætninger for kemisk sammensætning

Følgende tre kilder er anvendt som datagrundlag for den kemiske sammensætning af træaffaldet:

- Rosendal, R. M. (2014) Øget kvalitet i genanvendelsen af bygge- og anlægsaffald fra genbrugspladserne. Rapport udgivet af Dansk Affaldsforening.
- Analyserapport # 37903 (2013) Kemisk analyse af modtaget kommunalt træaffald udført for Novopan Træindustri A/S
- Riber, C., Petersen, C., Christensen, T.H. (2008) Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *J. Waste Management* 29 (2009) 1251-1257
- Christensen, T.H., Kirkeby, J., Lindvall, H. (2006) Indledende miljømæssig vurdering af disponeringen af træaffald i Danmark. Danmarks Tekniske Universitet. Bilag 3.

I Rosendal (2014) er udført kemiske analyser af træaffald udsorteret til genanvendelse af RenoDjurs I/S, et affaldsselskab ejet af Norddjurs og Syddjurs Kommuner. Der blev taget prøver af træaffald leveret af genbrugspladsens brugere, og herefter yderligere sorteret og groft neddelte med en sortergrab på et af RenoDjurs I/S' modtageanlæg. Efter personlig korrespondance med RenoDjurs I/S forventes det, at træaffaldet, der er taget prøver af, blev udsorteret i en grad hvormed træet ikke indeholder imprægneret træ såvel som metalstykker (Madsen, 2014). Analyserne af træaffaldet blev foretaget af Eurofins Steins Laboratorium ved brug af gaskromatografi efter metoden DS/EN 14039

(jf. prøvedata direkte udleveret af RenoDjurs). Resultaterne af fastanalyserne af rent træaffald er gengivet i Bilag 1:.

Analyserapport # 37903 er udført for Novopan Træindustri A/S af Teknologisk Institut i 2013. Analysen indeholder data for den kemiske sammensætning i modtaget træaffald fra genbrugspladser og seks andre træfraktioner. Novopan Træindustri A/S har selv indsamlet træprøverne til analyse. Prøverne var analyseret for deres indhold af udvalgte organiske stoffer (pentachlorophenol, benz(a)pyren, lindan), udvalgte tungmetaller (arsen, cadmium, chrom, kobber, kviksølv, bly) og udvalgte salte (klor, flour). Der er udført målinger på duplikater. Da resultaterne er baseret på et begrænset antal stikprøver bør der tages forbehold imod brugen af dem som repræsentative for dansk træaffald. Resultaterne er dog af ny dato og specifikke for typen af træaffald i denne LCA, hvorfor det er besluttet at anvende resultaterne.

Den kemiske sammensætning af træaffald i Riber et al. (2008) er et eksisterende datasæt i EASETECH-databasen. Datasættet dækker træaffald fra danske husholdninger og anses for repræsentativt for generisk træaffald genereret i Danmark.

Christensen et al. (2006) er en tidligere LCA-rapport der sammenlignede genanvendelse af træaffald til spånpladeproduktion med forbrænding af træaffald på hhv. et biomassefyret kraftvarmeværk og et dedikeret affaldsforbrændingsanlæg. Rapporten tog udgangspunkt i Novopan Træindustri A/S's spånpladeproduktion på samme måde som nærværende projekt. Der er anvendt data fra Bilag 3 (Beregnet kemisk sammensætning af input affaldstræ på Novopan), som repræsenterer sammensætningen af modtaget træaffald hos Novopan Træindustri A/S i perioden 2005-2006. Data er dermed specifik ift. at repræsentere genanvendeligt træaffald modtaget hos Novopan Træindustri A/S, dog otte-ni år gamle.

Der er foretaget følgende prioritering af anvendelsen af de fire kilder: Hvis der er flere end én tilgængelig værdi for samme kemiske stof anvendes Rosendal (2014). Er der ingen værdi fra Rosendal (2014) anvendes Analyserapport # 37903 frem for Christensen et al. (2006), da Christensen et al. (2006) er ældst af de to. Idet Christensen et al. (2006) indeholder specifikke data for træaffald modtaget hos Novopan anvendes denne kilde dog frem for Riber et al. (2008) som er af mere generisk karakter. Riber et al. (2008) anvendes kun hvis det er eneste tilgængelige værdi.

#### **4.1.2 Kvalitet af træaffald**

Indholdet af miljøfremmede stoffer i træaffaldet er en afgørende faktor for kvaliteten af træaffaldet. Et højt indhold af miljøfremmede stoffer i genanvendt træaffald kan føre til en utilsigtet eksponering af skadelige stoffer, fx ved afdampning af stofferne under anvendelse af spånplader der er produceret med træaffald.

Som nævnt i Rosendal (2014) kan indsamlet "rent" træaffald til genanvendelse i dansk Novopan Træindustri A/S eller produktionsanlæg i Tyskland indeholde PCB og andre miljøfremmede stoffer, uden der er egentlig kendskab til det faktiske indhold og hvilke konsekvenser det kan have for de endelige træprodukter.

Det er bygherrens pligt at sikre, at materialer sorteret til genanvendelse ikke er forurenet. Der kan bl.a. forventes PCB i fugemasse i termoruder og i maling fra 1950-1977 samt bly og andre stoffer i maling. I Langeland & Jensen (2013) er det målt at PCB trænger dybere ind i træ end i fx beton, hvorfor det må forventes at træ der tilstøder PCB-indeholdende termoruder og maling, hvori PCB blev tilsat, er blevet sekundært forurenet med PCB. Dette kan betyde en nedsættelse af mængden af genanvendeligt træaffald, fra byggeaffald fra den periode, hvor der kan forventes PCB i bygninger. Dette understøttes af at en affaldsvirksomhed har informeret om, at de udsorterer noget træaffald pga. risiko for forekomst af miljøfremmede stoffer (fx vindueskarme).

Der findes ingen nationale grænseværdier for genanvendeligt træaffald. Som den eneste kommune har Københavns Kommune indført vejledende grænseværdier for faststofindholdet af tungmetaller i beton og murbrokker til genanvendelse (Københavns Kommune, 2014). Københavns Kommunes vejledende grænseværdier er adopteret fra Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterier ved genanvendelse af jord (Miljøstyrelsen 2010) og restproduktbekendtgørelsens regler for anvendelse af sorteret, uforurennet bygge- og anlægsaffald (BEK. 1662, 2012); både tungmetaller og udvalgte organiske forbindelser er inkluderet i jordkvalitetskriterierne og kun tungmetaller er inkluderet i restproduktbekendtgørelsen. Som nævnt i Rosendal (2014) er jordkvalitetskriterierne og restproduktbekendtgørelsens regler for genanvendelse af jord og restprodukter nærliggende at bruge i vurderingen af træaffaldets kvalitet, og grænseværdierne er vist i Bilag 1. Høje koncentrationer af uønskede tungmetaller, såsom bly, zink og kobber, kan forekomme i maling og uønskede organiske forbindelser kan forekomme i maling og lim i lamineret træ samt i fugemasser fra 1950'erne til 1970'erne.

#### 4.1.3 Kemisk sammensætning

Tabel 6 viser indholdet af kemiske stoffer i træaffald baseret på de fire beskrevne kilder. Værdierne i femte kolonne anvendes i LCA'en. Værdierne fra Rosendal (2014) viser koncentrationen af kulbrinter og syv forskellige PCB-kongener i genanvendeligt træaffald fra genbrugspladserne. PCB forventes især i byggeaffald fra en bestemt periode, og da oprindelsen af affaldet på genbrugspladserne ofte er ukendt (Rosendal, 2014), er det svært at estimere om der er PCB i det træaffald der indleveres til genanvendelse.

Det ses af Tabel 6, at niveauerne for stofferne i analyserapporten typisk er en faktor 3-5 forskellig fra databaseværdierne (Riber et al. 2008), på nær F (flour), hvor forskellen er en faktor 100. Sammenlignes værdierne i Tabel 6 med kriterierne vist i Bilag 1 ses, at værdierne i Tabel 6 er lavere end kriterierne, på nær totalkoncentrationen af kulbrinter, som overskrides pga. et især højt indehold af de tunge kulbrinter (C20-C35). Ifølge Rosendal (2014) skyldes overskridelsen både petrokemiske kulbrinter i maling i træaffaldet og biogene kulbrinter i naturlig træolie og harpiks. Ifølge Madsen (2014) anvendtes i målingen af kulbrinter en metode, som ikke skelner mellem biogene kulbrinter og petrokemiske kulbrinter. Det er derfor valgt ikke at inkludere kulbrinterne i den kemiske sammensætning af træaffaldet. Desuden ekskluderes PCB, da det ikke var muligt at finde emissionsdata for PCB fra forbrænding henholdsvis genanvendelse af træaffald, hvorfor det ikke vil være muligt at modellere miljøpåvirkningerne som følge af PCB-emissioner. Da PCB blev anvendt i en bestemt historisk periode må det forventes, at PCB-holdigt affald udgør en mindre mængde af den samlede mængde træaffald.

**TABEL 6**  
KEMISK SAMMENSÆTNING AF TRÆAFFALD ANGIVET SOM % AF TØRSTOF FRA TRE FORSKELLIGE KILDER. DATA I FEMTE KOLONNE ER SAMMENSAT PÅ BASIS AF DE FIRE KILDER.

	<b>Rosendal (2014)</b>	<b>Riber et al. (2008)</b>	<b>Analyse # 37903</b>	<b>Christensen et al. (2006)</b>	<b>Anvendte værdier</b>
<b>Ca</b>	-	1,0	-	0,3	0,3
<b>Cl</b>	-	0,1	0,05	-	0,05
<b>F</b>	-	0,01	0,0001	-	0,0001
<b>H</b>	-	6	-	-	6
<b>K</b>	-	0,2	-	0,06	0,06
<b>N</b>	-	0,8	-	-	0,8
<b>Na</b>	-	0,07	-	0,07	0,07
<b>O</b>	-	31	-	-	31

<b>P</b>	-	0,03	-	0,01	0,01
<b>S</b>	-	0,08	-	0,06	0,06
<b>Al</b>	-	0,4	-	0,1	0,1
<b>As</b>	0,0009	0.00003	0,0005	0,004	0,0009
<b>Ba</b>	-	0	-	0,02	0,02
<b>Be</b>	-	0	-	0,000003	0,000003
<b>Cd</b>	0,00001	0,00003	0,00002	0,00004	0,00001
<b>Co</b>	-	0	-	0,0002	0,0002
<b>Cr</b>	0,0006	0,003	0,001	0,008	0,0006
<b>Cu</b>	0,0006	0,003	0,001	0,02	0,0006
<b>Fe</b>	-	0,09	-	0,8	0,8
<b>Hg</b>	0,000003	0,00002	-	0,000007	0,000003
<b>Mg</b>	-	0,09	-	0,04	0,04
<b>Mn</b>	-	0,02	-	0,01	0,01
<b>Mo</b>	-	0,00002	-	0,00004	0,00004
<b>Ni</b>	0,0001	0,0004	-	0,0003	0,0001
<b>Pb</b>	0,0006	0,002	0,001	0,006	0,0006
<b>Si</b>	-	0	-	0,6	0,6
<b>Sn</b>	-	0	-	0,0003	0,0003
<b>Sr</b>	-	0	-	0,002	0,002
<b>Ti</b>	-	0	-	0,1	0,1
<b>V</b>	-	0	-	0,0002	0,0002
<b>Zn</b>	0,004	0,04	-	0,03	0,004
<b>Zr</b>	-	0	-	0,002	0,002
<b>Kulbrinter C6-C10</b>	0,00000008	-	-	-	-
<b>Kulbrinter C10-C15</b>	0,0000001	-	-	-	-
<b>Kulbrinter C15-C20</b>	0,00000007	-	-	-	-
<b>Kulbrinter C20-C35</b>	0,0000002	-	-	-	-
<b>PCB 28</b>	0,00000001	-	-	-	-
<b>PCB 52</b>	0,00000001	-	-	-	-
<b>PCB 101</b>	0,00000001	-	-	-	-
<b>PCB 118</b>	0,00000001	-	-	-	-
<b>PCB 138</b>	0,00000003	-	-	-	-



<b>PCB 153</b>	0,00000003	-	-	-	-
<b>PCB 180</b>	0,00000002	-	-	-	-
<b>PCB total 7</b>	0,00000001	-	-	-	-

#### 4.1.4 Andre relevante parametre

Andre relevante parametre end den kemiske sammensætning af træaffaldet er brændværdi, askeindhold, vandindhold, flygtig (brændbar) andel og andel fossil kulstof. De anvendte værdier for disse parametre er vist i Tabel 7. Ifølge Jensen (2014) ligger vandindholdet mellem 9 og 32 % og ifølge Energistyrelsens standardfaktorer for brændværdier og CO<sub>2</sub>-emissioner (Energistyrelsen, 2014) er træaffalds vandindhold 20 %, hvormed et vandindhold på 20 % vurderes som rimelig at anvende. Brændværdien for træaffald med et vandindhold på 20 % er ifølge Energistyrelsen (2014) 14,5 GJ/ton, hvilket svarer til cirka 19 GJ per ton tørstof træaffald. Det fossile kulstof ("C fossil") forventes at skyldes tilstedeværelsen af materialer af fossil oprindelse i træaffaldet, fx plastik og petrokemisk maling.

**TABEL 7**

ANDRE RELEVANTE PARAMETRE FOR TRÆAFFALD. NEDRE BRÆNDVÆRDI = EFFEKTIV ENERGIMÆNGDE FRIGJORT VED FORBRÆNDING, TS = TØRSTOFINDHOLD, VAND = VANDINDHOLD, FLYGTIGT = BRÆNDBART INDHOLD, C FOSSIL = KULSTOF AF FOSSIL OPRINDELSE.

<b>Nedre brændværdi</b>	<b>Aske</b>	<b>Vand</b>	<b>Flygtigt</b>	<b>C fossil</b>
GJ/ton	% TS	%	% TS	% TS
14,7 <sup>b</sup>	10 <sup>a</sup>	20 <sup>b, c</sup>	90 <sup>b</sup>	0,8 <sup>a</sup>

a: Riber et al. (2008), b: Jensen (2014), c: Energistyrelsen (2014)

#### 4.1.5 Forudsætninger for materialesammensætning af træaffald

Fraktionen 'træaffald' indeholder andre materialer end træ; ifølge Novopan Træindustri A/S kan træaffaldet, ved modtagelse, indeholde små fremmedlegemer som fx søm, møbel- og dørbeslag, småsten, sand glassplinter samt papir- og plaststumper (Ladekjær-Mikkelsen 2008). Andelen af andre materialer end træ er relevant i beregningen af den samlede mængde, der skal transporteres til forbrændingsanlæg og spånpladefabrik per ton "rent" træaffald.

Følgende to kilder er anvendt som datagrundlag for den materialemæssige sammensætning af træaffaldet:

- Christensen, T.H., Kirkeby, J., Lindvall, H. (2006) Indledende miljømæssig vurdering af disponeringen af træaffald i Danmark. Danmarks Tekniske Universitet.
- Jensen A. (2014) Personlig korrespondance med Novopan Træindustri A/S.

Ifølge Christensen et al. (2006) udgøres 99,1 % af fraktionen "træaffald" af træmaterialer og diverse andet brændbart, mens 0,01 % udgøres af glas og sten. Endelig udgøres 0,86 % af metaller, fordelt på 0,74 % jern og 0,12 % ikke-magnetiske metaller. Disse fraktioner er baserede på eksperimenter udført i forbindelse med udarbejdelsen af Christensen et al. (2006).

Ifølge Jensen (2014) udgøres 1,5 % af det modtagne træaffald af metaller, svarende til 15,23 kg metaller per ton træaffald TS, hvilken repræsenterer metaller der udsorteres og sælges til genanvendelse efter udsortering hos spånpladeproducenten. Andelen på 1,5 % metaller i træaffald anvendes frem for de 0,86 % fra Christensen et al. (2006). Forholdet imellem jern og ikke-magnetiske metaller, angivet i Christensen et al. (2006), (0,74 % henholdsvis 0,12 %) vil blive anvendt til beregning af mængden af jern og ikke-magnetiske metaller ud af de i alt 15,23 kg. Der ses bort fra mængder såvel som nyttiggørelse af glas, sten og plastik i træaffaldet.

#### 4.1.6 Materialesammensætning af træaffald

Delmængderne af jern og ikke-magnetiske metaller, ud af den totale mængde på 15,23 kg metal per ton træaffald, beregnes ud fra forholdet mellem jern og ikke-magnetiske metaller angivet i Christensen et al. (2006). Beregningen er som følger:

- Total mængde metaller i træaffald: 15,23 kg per ton træaffald TS
- $0,74 \% + 0,12 \% = 0,86 \% = 100 \%$  af alle metaller
- $0,12 \%$  ikke-magnetiske metaller divideret med  $0,86 \% = 14 \%$  af metallerne, hvilket svarer til 2,13 kg TS
- $0,74 \%$  jern divideret med  $0,86 \% = 86 \%$  af metallerne, hvilket svarer til 13,1 kg TS

At jern er det metal der forekommer i størst mængde i træaffaldet støttes af Tabel 6, hvor indholdet af jern (Fe) er 0,7 %. Der kan argumenteres for, at sammensætningen af ikke-magnetiske metaller bør bestemmes ud fra værdierne i Tabel 6. Der vil dog være behæftet en væsentlig usikkerhed ved denne fremgangsmåde, idet ikke alle metallerne i Tabel 6 nødvendigvis er tilgængelige til genanvendelse. Sammensætningen af ikke-magnetiske metaller simplificeres derfor ved antagelse om at ikke-magnetiske metaller udelukkende består af aluminium. Kigges på Tabel 6 vurderes dette at være en rimelig antagelse, idet indholdet af aluminium er relativt højt (0,15 %).

Med 15,23 kg metaller per ton træaffald TS regnes med transport af 1,015 ton TS til behandlingsanlæggene i scenarierne (affaldsforbrændingsanlæg, spånpladefabrik). Som nævnt antages det at metallerne genanvendes i alle scenarierne, hvilket krediteres med fortrængt produktion af nye metaller.

#### 4.2 Sammensætning af substitueret jomfrueligt træ

Den kemiske sammensætning af substitueret jomfrueligt træ (rundtræ) er inkluderet for at beskrive rundtræet der substitueres af træaffald i spånpladeproduktionen, og for at kunne sammenligne med den kemiske sammensætning for træaffald vist i Tabel 6.

##### 4.2.1.1 Forudsætninger for kemisk sammensætning

Det forventes, at koncentrationen af tungmetaller og uønskede organiske forbindelser i det jomfruelige træ er lavere end i træaffaldet, idet det substituerede rundtræ er ubehandlet i modsætning til træaffald der kan være behandlet med bl.a. lak, lim og maling.

Rundtræet som anvendes til spånpladeproduktion af Novopan Træindustri A/S er nåletræ af relativt lav kvalitet (Jensen 2014; Dansk Skovforening et al. 2013). Følgende kilde er anvendt som datagrundlag for den kemiske sammensætning af nåletræ:

- Melin, S. (2008) Bark as feedstock for production of wood pellets. Wood pellet association of Canada. Appendix A.

Appendiks A i Melin (2008) angiver værdier for den kemiske sammensætning af ved og bark af nåletræ. Den kemiske sammensætning er angivet som intervaller imellem minimum og maksimum for koncentrationen af en række grundstoffer i træet og barken. Det er oplyst af Novopan Træindustri A/S, at indholdet af bark i rundtræet der anvendes i spånpladeproduktionen er cirka 6 %, hvilket afspejler at barken ikke fjernes men at noget af barken af det modtagne rundtræ falder af under håndtering af det modtagne rundtræ. Novopan Træindustri A/S oplyser derudover, at træet i andre lande indkøbes opmålt "under bark" ved, at der fratrækkes nogle procentdele fra opmålingen "over bark", typisk 10-12 % (Jensen 2014). Denne procentdel er højere end de 6 % hos Novopan Træindustri A/S, som følge af at noget af barken falder af under håndtering af træet. Det forudsættes, at både bark og ved bruges til fremstilling af træflis og der anvendes derfor en barkprocent på 10 % i LCA'en. Således antages det, at det substituerede rundtræ i spånpladeproduktionen er nåletræ bestående af 90 % ved og 10 % bark.

#### 4.2.2 Kemisk sammensætning

Tabel 8 viser koncentrationen af kemiske grundstoffer i ved og bark af nåletræ fra Melin (2008). Tredje kolonne viser de samlede værdier for nåletræ beregnet ud fra en andel af ved på 90 % og bark på 10 % i nåletræet. Sammenlignes med de anvendte værdier for træaffald i Tabel 7 ses, at værdierne for rundtræ i Tabel 8 generelt er lavere end værdierne for træaffald. Denne tendens er forventet og i overensstemmelse med udtalelse fra Novopan Træindustri A/S om at kontroltekkene viser, at træaffaldet indeholder højere koncentrationer af uønskede stoffer end rundtræet de anvender (Jensen 2014). Dog er der enkelte stoffer (flour, cadmium), hvor koncentrationen i rundtræet er højere end i træaffaldet; dette forventes at skyldes en iboende variation og usikkerhed i de målte koncentrationer.

**TABEL 8**  
KEMISK SAMMENSÆTNING AF SUBSTITUERET RUNDTRÆ ANGIVET SOM % AF TØRSTOF. DATA ER FRA APPENDIKS 1 I MELIN (2008).

	Ved fra nåletræ	Bark fra nåletræ	Beregnete værdier
<b>Calcium, Ca</b>	0,08	0,8	0,1
<b>Klor, Cl<sub>2</sub></b>	0,02	0,03	0,02
<b>Flour, F</b>	0,0005	0,001	0,0006
<b>Hydrogen, H</b>	6	0,0006	6
<b>Kalium, K</b>	0,04	0,3	0,06
<b>Nitrogen, N</b>	0,3	0,8	0,3
<b>Natrium, Na</b>	0,003	0,1	0,01
<b>Oxygen, O</b>	42	40	42
<b>Fosfor, P</b>	0,008	0,03	0,01
<b>Svovl, S</b>	0,03	0,1	0,04
<b>Aluminium, Al</b>	0,02	0,08	0,03
<b>Arsen, As</b>	0,00006	0,0002	0,00007
<b>Cadmium, Cd</b>	0,00003	0,00006	0,00003
<b>Crom, Cr</b>	0,0005	0,0006	0,0005
<b>Kobber, Cu</b>	0,0005	0,002	0,0006
<b>Jern, Fe</b>	0,006	0,05	0,009
<b>Kviksølv, Hg</b>	0,000004	0,000006	0,000004
<b>Magnesium, Mg</b>	0,02	0,2	0,03
<b>Nikkel, Ni</b>	0,0005	0,001	0,0006
<b>Bly, Pb</b>	0,0005	0,002	0,0006
<b>Silicium, Si</b>	0,02	0,3	0,04
<b>Ti</b>	0,002		0,002
<b>Vanadium, V</b>	0,0002	0,0001	0,0002
<b>Zink, Zn</b>	0,01	0,01	0,01

#### 4.2.3 Andre relevante parametre

Som for træaffald er andre relevante parametre for rundtræ også brændværdi, askeindhold, vandindhold, flygtig (brændbar) andel og andel fossil kulstof. De anvendte værdier for disse parametre er vist i Tabel 9. Sammenlignet med værdierne for træaffald, vist i Tabel 7, er vandindholdet i rundtræet højere (45 %), andelen af aske lavere (1 %) og andelen af fossil kulstof ("C fossil") er lavere (lig nul frem for 0,8 % i træaffaldet). Det lave askeindhold og andel af fossil kulstof skyldes, at rundtræet ikke indeholder materialer med fossil oprindelse ved indfyring på biomasseværkerne. Askeprocenten på 1 % er fra Dansk Skovforening et al. (2013) og repræsenterer en gennemsnitsværdi for askeindholdet i ved og bark. Vandindhold og brændværdi er ifølge Energistyrelsens standardfaktorer (Energistyrelsen 2014), hvor de 9,3 GJ per ton rundtræ med 45 % vandindhold svarer til cirka 19 GJ per ton på tørstofbasis.

**TABEL 9**

ANDRE RELEVANTE PARAMETRE FOR TRÆAFFALD. NEDRE BRÆNDVÆRDI = EFFEKTIV ENERGIMÆNGDE FRIGJORT VED FORBRÆNDING, TS = TØRSTOFINDHOLD, VAND = VANDINDHOLD, FLYGTIGT = BRÆNDBART INDHOLD, C FOSSIL = KULSTOF AF FOSSIL OPRINDELSE.

Nedre brændværdi	Aske	Vand	Flygtigt	C fossil
GJ/ton	% TS	%	% TS	% TS
9,3	1	45	99	0

I det følgende beskrives livscyklusopgørelserne for behandling af træaffald. Dette omfatter en beskrivelse af processerne ved energiudnyttelse af træaffald på affaldsforbrændingsanlæg og genanvendelse af træaffald i spånpladeproduktionen.

### 4.3 Forbrænding af træaffald på affaldsforbrændingsanlæg

#### 4.3.1 Forudsætninger for affaldsforbrændingsanlæg

Hensigten er at gå ud fra et dansk affaldsforbrændingsanlæg repræsentativt for perioden 2014-2030, frem for et specifikt eksisterende affaldsforbrændingsanlæg. Anlægget indeholder state-of-the-art røggasrensningsteknologi inklusiv røggaskondensering. Som i Miljøprojekt nr. 1458 (Jakobsen et al. 2013) er der ikke foretaget en egentlig teknologifremskrivning, hvormed anlægget tænkes bygget med fuldskalateknologi kendt i 2012. Et eksisterende datasæt fra EASETECH anvendes til at modellere forbrændingsprocessen af træaffald.

Til modellering af emissioner samt forbrug af hjælpestoffer og energi på affaldsforbrændingsanlægget anvendes data fra Vestforbrænding I/S fra deres ovnlinje 5 i 2011. Anlægget har en relativt høj elvirkningsgrad, en effektiv røggasrensning og røggaskondensering, og det vurderes dermed at anlægget er repræsentativt af et state-of-the-art-anlæg, som det vil se ud i perioden 2014-2030 mht. røggasrensning og egetforbrug på affaldsforbrændingsanlægget.

Baggrunden for den anvendte el- og varmeevirkningsgrad er den tidligere rapport udført for foreningen Affald Danmark betegnet "Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer" (Møller et al. 2008). Udarbejdelse af Møller et al. (2008) omfattede en styregruppe bestående af bl.a. Vestforbrænding, AffaldVarme Århus, Energistyrelsen og DONG Energy A/S, som tog stilling til energieffektiviteten på et fremtidigt affaldsforbrændingsanlæg og kom frem til et tænkt fremtidigt højtydende anlæg med en samlet energieffektivitet på 95 % fordelt på el- og varmeproduktion med hhv. 22 og 73 % af affaldets nedre brændværdi (netto, dvs. fratrukket anlæggets eget energiforbrug). Som i Miljøprojekt nr. 1458 er værdierne fra Møller et al. (2008) også anvendt i nærværende LCA. Til sammenligning kan anføres tal for energieffektivitet for fremtidige affaldsforbrændingsanlæg fra Energistyrelsens udgivelse i 2012 "Technology Data for Energy Plants" (Energistyrelsen 2012) – gengivet i "Teknologikataloget for el, fjernvarme, lagring og konvertering" (Energistyrelsen 2012 b). Energistyrelsen angiver en energieffektivitet på i alt 97 % af affaldets nedre brændværdi for et

affaldsforbrændingsanlæg i 2020, med røggaskondensering men uden køletårne til bortkøling om sommeren, med en netto-elvirkningsgrad på 26 % - som antages at beskrive optimale drifts- og produktionsforhold. En fodnote på side 66 anfører dog, at *"In Denmark, the actual annual efficiency is around 93 %"*. Derfor er det valgt at anvende netto el- og varmeevirkningsgrader på 22 og 73 %, idet disse antages for realistiske gennemsnitlige værdier for fremtidige affaldsforbrændingsanlæg.

#### 4.3.2 Teknologibeskrivelse af affaldsforbrændingsanlæg

**Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** viser et forsimplet procesdiagram for forbrænding af træaffald med processerne som er inkluderet i LCA'en.

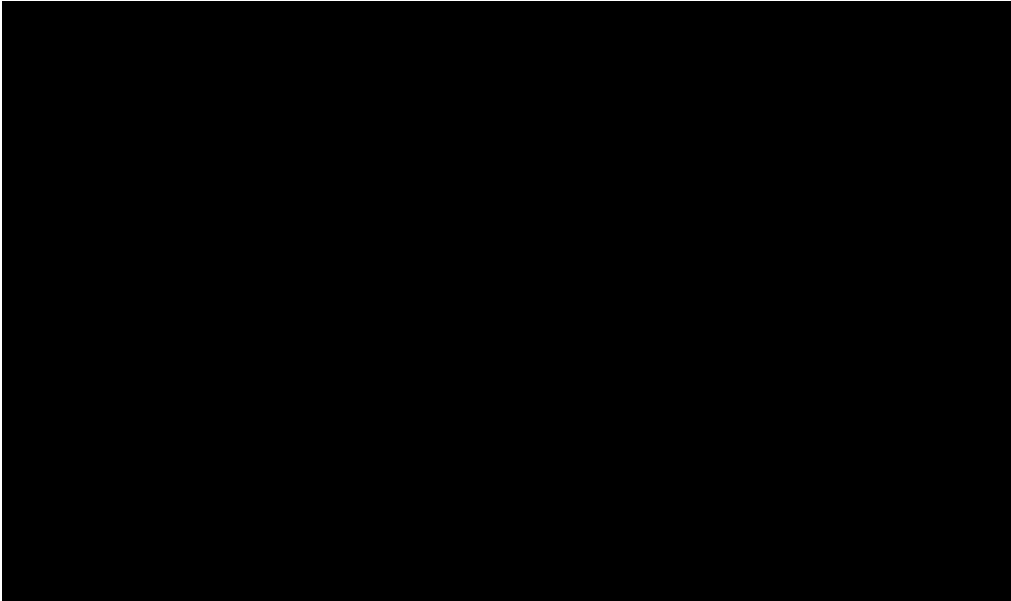
Træaffaldet modtages på affaldsforbrændingsanlægget sammen med andet stort og småt brændbart. Anlægget forbrænder affald ved ristefyring. Foruden affald forekommer inputs af hjælpematerialer til at muliggøre forbrændingsprocessen og rensningen af røggassen. Teknologiske foranstaltninger til røggasrensning er røggasrensning til fjernelse af syregasser, "selective non-catalytic reduction" (SNCR) til fjernelse af nitrogenoxider (NO<sub>x</sub>) og aktivt kul til fjernelse af dioxin og kviksølv. Outputs fra forbrændingsprocessen er luftemissioner og faste restprodukter.

Flyveaske fra affaldsforbrændingsanlæg deponeres i dag enten i tyske salt-/kalkminer eller på den norske kalkstensø, Langøya, hvor asken anvendes til neutralisering af svovlsyre fra norsk industri; dette er i overensstemmelse med Affaldsbekendtgørelsen, der klassificerer flyveasken som farligt affald (BEK. 1309 2012). Det er antaget at flyveasken deponeres i tysk saltmine.

Slagge fra affaldsforbrændingsanlæg er en rest, der opsamles fra bunden af forbrændingskammeret efter frasortering af jernholdigt materiale (BEK. 1662 2010). Det er tilladt at nyttiggøre slaggen som fyldmateriale og bundsikring under bl.a. bygninger, veje og pladser (BEK. 1662 2010). Slaggen fra forbrænding af træaffaldet udgøres af askeindholdet i træaffaldet samt metalforekomsten i træaffaldet, fx søm og skruer. Det antages, at slaggen nyttiggøres som vejmateriale, hvor det erstatter brugen af naturligt grus som bundsikring.

Før nyttiggørelse af slaggen sker der en udsortering af jern og aluminium. Data på udsorteringseffektiviteten af jern og aluminium fra slagge fra affaldsforbrændingsanlæg er relativt sparsomme. Til at beskrive massebalancen for mængde metaller i træaffaldet og mængde metaller der udsorteres fra slaggen anvendes såkaldte fordelingskoefficienter, der relaterer indholdet af metaller i træaffaldet til den udsorterede mængde. I Miljøprojekt nr. 1458 (Jakobsen et al. 2013) vurderedes det, at jern kan udsorteres fra slaggen med omkring 80 % udsorteringseffektivitet, hvilken er en vurdering baseret på viden hos Danmarks Tekniske Universitet ved Institut for Vand og Miljøteknologi. Med hensyn til aluminium anvender Miljøprojekt nr. 1458 en udsorteringseffektivitet på 50 % af indholdet i slaggen, hvilken vurderes som en realistisk værdi der udtrykker den meget forskellige data i litteraturen, der spænder fra nogle få procent til op mod 90 % af indholdet i affaldet, se fx gennemgang i Grosso et al. (2011). En 50 % udsorteringseffektivitet af aluminium fra slaggen anvendes derfor i nærværende projekt. Det skal dog nævnes, at potentialet for udsortering af aluminium fra slagge er højere end 50 %. Som i Miljøprojekt nr. 1458 antages det, at kvaliteten af det udsorterede metal er på højde med kildesorteret metalaffald, hvilket ikke er fuldstændig korrekt, men på grund af mangel på data modelleres metaludsortering på denne måde i LCA'en.

Som nævnt antages den resterende slagge at blive nyttiggjort som vejmateriale og herved erstatter jomfrueligt grus. Produktionen af energi på anlægget substituerer marginal energi (se Figur 14).



**FIGUR 14**  
PROCESDIAGRAM FOR FORBRÆNDING AF TRÆAFFALD PÅ AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG MED ANGIVNE INPUT AF TRÆAFFALD OG METALLER PER FUNKTIONEL ENHED. SUBSTITUERING AF PRODUKTION AF METALLER OG MARGINAL ENERGI ER VIST VED STIPLEDE LINJER.

### 4.3.3 LCI for affaldsforbrændingsanlæg

Anvendte data for affaldsforbrændingsanlæg vises i Tabel 10, hvilket er en kvantificering af inputs og outputs beskrevet i det ovenstående. Inputs ses i form af hjælpestoffer og outputs ses i form af el og varme fra træets energiindhold samt indholdet af kemiske stoffer i luftemissioner, slagge, flyveaske og spildevand.

Der angives både affaldsspecifikke og processpecifikke emissioner. Med 'affaldsspecifikke emissioner' menes emissioner som primært afhænger af indholdet af kemiske stoffer i træaffaldet (emissioner angives som % af koncentrationen i træaffaldet). Med 'processpecifikke emissioner' menes emissioner som primært afhænger af anlæggets forbrændings- og rensningsteknologi (emissioner angives som kg per ton input træaffald).

Luftemissionerne og indholdet i slagge, flyveaske og spildevand er givet som %-tal for et pågældende kemisk stof ift. startindholdet af det pågældende kemiske stof i træaffaldet. Det ses fx, at det affaldsspecifikke indhold af kobber (Cu) i slagge er 92,63 %, hvilket betyder at 92,63 % af kobberet i træaffaldet ender i slaggen.

Som Tabel 10 viser udgør fossil og biogen kulstof affaldsspecifikke emissioner i form af fossil og biogen CO<sub>2</sub>. Udledningen af biogen CO<sub>2</sub> vil dog ikke bidrage til potentielle miljøpåvirkninger, idet det regnes som CO<sub>2</sub>-neutralt.

Produktionen af el og varme kommer fra energiudnyttelsen af træaffaldet, med virkningsgrader som vist i Tabel 10 og som beskrevet i Energistyrelsen (2012). Den genererede elektricitet leveres til det nationale elnet og varmen leveres til fjernvarmenettet med varmt vand som energibærer. Som tidligere nævnt antages det, at den producerede el og varme substituerer marginal el og varme.

**TABEL 10**  
LCI FOR FORBRÆNDINGSANLÆGGET

<b>Input</b>		
Hjælpestoffer (kg per ton træaffald og energiforbrug per ton input træaffald)		
	NaOH	0,02
	Aktivt kul	1
	CaCO <sub>3</sub>	6
	NH <sub>3</sub>	2
	Vand	397
	Ca(OH) <sub>2</sub>	0,3
	Polymerer	0,0006
	HCl	0,006
	TMT	0,4
<b>Output</b>		
Energi (% af nedre brændværdi af input træaffald, netto)		
	Substituerer marginal el	22
	Substituerer marginal varme	73
Processpecifikke luftemissioner (kg per ton input træaffald)		
	HCl	0,0005
	CO	0,03
	NO <sub>x</sub>	0,8
	HF	0.00004
	Dioxin	2E-11
	Støv	0,003
	SO <sub>2</sub>	0,0003
Affaldsspecifikke luftemissioner (% af indholdet i træaffaldet af det pågældende stof)		
	Cl	0,107
	S	0,099
	As	0,0121
	Cd	0,0064
	Cr	0,0394
	Cu	0,00261
	Hg	0,748
	Ni	0,0329
	Pb	0,00081
	Sb	0,119
	Fossil CO <sub>2</sub>	99,9

	Biogen CO <sub>2</sub>	99,9
Affaldsspecifikt indhold i slagge (% af indholdet i træaffaldet af det pågældende stof)		
	Cl	5,30
	S	23,99
	As	40,61
	Cd	11,83
	Cr	83,15
	Cu	92,63
	Fe	16,922
	Hg	2,909
	Mo	96,61
	Ni	87,32
	Pb	48,47
	Sb	38,807
	Se	100
	Zn	51,76
	Biogen CO <sub>2</sub>	0,2
	Fossil CO <sub>2</sub>	0,1
Affaldsspecifikt indhold i flyveaske (% af indholdet i træaffaldet af det pågældende stof)		
	Cl	32,13
	S	60,91
	As	58,92
	Cd	88,13
	Cr	16,77
	Cu	7,35
	Fe	3,06
	Hg	96,25
	Mo	2,54
	Ni	12,56
	Pb	51,29
	Sb	59,84
	Se	0
	Zn	48,18



#### 4.3.3.1 Nyttiggørelse af slagge

Der forventes en vis udvaskning af stoffer fra slaggen til det omgivende miljø, når slaggen nyttiggøres som vejmateriale. Det var ikke muligt at finde udvaskningsdata fra forbrænding af udelukkende træaffald. Som en tilnærmelse anvendes i stedet udvaskningsdata for bundaske fra et træflisfyret forgasningsanlæg. Træflis fra skovene er et renere brændsel end træaffald, hvorfor denne tilgang muligvis undervurderer udvaskningen. Ved sammenligning af indholdet af tungmetaller i jomfrueligt træ og træaffald (Tabel 6 og Tabel 8) ses dog, at indholdet af tungmetaller ligger nogenlunde på samme niveau, hvorfor tilnærmelsen vurderes at være rimelig. Eksempelvis ses det ved sammenligning, at indholdet af kobber er 0,0006 % (6 mg/kg) i både jomfrueligt træ og træaffald. Det bør dog nævnes, at der ved tilnærmelsen ses bort fra muligheden for at udvaskningsegenskaberne er forskellige imellem slagge fra forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg og bundaske fra forgasning af træflis; metallerne er formentlig bundet hårdere i slagge end i aske, hvilket kan betyde, at udvaskningen overestimeres vha. udvaskningsdata for bundaske fra forgasning af træflis.

Udvaskningen er estimeret for en tidshorisont på 100 år ved en beregning af hvor meget vand der er i kontakt med slaggen i løbet af 100 år, udtrykt ved en "liquid to solid ratio" (L/S). I Danmark antages typisk en L/S-ratio på 10-12 l per kg (Allegrini 2014), og ratioen L/S beregnes ud fra ligningen:

$$\frac{L}{S} \text{ (l per kg)} = \frac{\text{nedbør} \times \text{infiltrering} \times \text{tidshorisont}}{\text{densitet af slagge} \times \text{dybde af lag af slagge}}$$

Udvaskning af slagge fra forbrændingen af træaffald er tilnærmet ved brug af udvaskningsdata fra følgende rapport:

- Allegrini, E. (2011) Leaching from biomass gasification residues. Speciale. Danmarks Tekniske Universitet

Allegrini (2011) indeholder udvaskningsdata fra bundaske fra forgasningsanlæg fyret med jomfruelig træflis. Tabel på side 75-76 i Allegrini (2011) indeholder udvaskningsdata for en L/S-ratio på 10 l per kg, hvilke anvendes for at opnå en tidshorisont på 100 år. Den øverste række i tabellen er anvendt, da denne afspejler udvaskning ved en naturlig pH-værdi. I rapporten er data angivet som mg per l, og der er multipliceret med 10 l per kg for at få emissioner i mg per kg. For de metaller, der er angivet som oxider er data omregnet til udvaskning af det "rene" metal, fx Cr versus CrO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (omregnet ved forholdet imellem molarmassen af Cr og CrO<sub>4</sub><sup>2-</sup>).

Tabel 11 viser de anvendte udvaskningsdata fra Allegrini (2011). Disse udvaskningsdata udgør miljøbelastninger, i form af emissioner til det omgivende overfladevand.

**TABEL 11**  
UDVASKNING AF KEMISKE STOFFER FRA NYTTIGGØRELSE AF SLAGGE SOM VEJMATERIALE. DATA ER ESTIMERET PÅ BASIS AF ALLEGRINI (2011). UDVASKNING FOREGÅR TIL OVERFLADEVAND.

Stof	Udvaskning (mg per kg slagge)
Svovl, S	40,26
Aluminium, Al	0,411
Arsen, As, ion	0,159
Barium, Ba	0,146
Calcium, C, ion	107
Krom VI, Cr	1,589

Kobber, Cu, ion	0,154
Jern, Fe, ion	1,11
Magnesium, Mg	76,4
Mangan, Mn	0,303
Molybdæn, Mo	0,568
Natrium, Na	6410
Nikkel, Ni, ion	0,396
Fosfor, F	40,26
Bly, Pb	0,014
Antimon, Sb	0,208
Silicium, Si	82,65
Strontium, Sr	0,747
Vanadium, V, ion	1,32
Zink, Zn, ion	0,199
Klor, Cl	95

Tabel 12 viser udvaskningsdata fra anvendelse af naturligt grus som vejfyld (EASETECH-datasæt betegnet "Leaching fra grus"). Udvaskningen foregår direkte til overfladevand. Hvor Tabel 11 repræsenterer en miljøbelastning fra nyttiggørelsen af slagge fra affaldsforbrændingsanlægget repræsenterer Tabel 12 en negativ miljøbelastning (en miljøbesparelse) i form af undgåede emissioner til overfladevand ved substituering af naturligt grus med slagge.

De resulterende miljøbelastninger beregnes som summen af udvaskningsdata i Tabel 11 og Tabel 12. Det ses dog, at der ikke er et direkte overlap imellem hvilke kemiske stoffer der er tilgængelig data for i Tabel 11 og Tabel 12.

**TABEL 12**  
UNDGÅET UDVASKNING AF KEMISKE GRUNDSTOFFER VED FORTRÆNGT ANVENDELSE AF NATURLIGT GRUS SOM VEJMATERIALE. DATA ER FRA EASETECH DATABASE. UDVASKNING FOREGÅR TIL OVERFLADEVAND.

<b>Metal</b>	<b>Udvaskning (mg/kg grus)</b>
Svovl, S	-15
Arsen, As, total (III og V)	-0,02
Barium, Ba	-0,2
Calcium, Ca, ion	-347
Krom VI, Cr	-0,01
Kobber, Cu, ion	-0,002
Mangan, Mn	-0,5
Natrium, Na, ion	-22
Nikkel, Ni, ion	-0,008
Bly, Pb	-0,001
Zink, Zn, ion	-0,009

Klor, Cl	-432
Cadmium, Cd, ion	-0,01

#### 4.4 Spånpladeproduktion med træaffald

##### 4.4.1 Forudsætninger for spånpladeproduktion med træaffald

Der er indsamlet produktionsdata fra den danske spånpladeproducent Novopan Træindustri A/S for produktionsåret 2012. Anvendte data er således anlægsspecifikke for den danske spånpladeproduktion, men det antages at produktionsdata samtidig er repræsentative for produktionen i Nordtyskland.

Som yderligere datagrundlag for spånpladeproduktion med træaffald anvendes rapportererne:

- Christensen, T.H., Kirkeby, J., Lindvall, H. (2006) Indledende miljømæssig vurdering af disponeringen af træaffald i Danmark. Danmarks Tekniske Universitet.
- COWI (2010) Genanvendelse af træaffald versus forbrænding – Notat.

Den tidligere LCA-rapport, Christensen et al. (2006) sammenlignede genanvendelse af træaffald til spånpladeproduktion med forbrænding af træaffald på hhv. et biomassefyret kraftvarmeværk og affaldsforbrændingsanlæg, med udgangspunkt i spånpladeproduktionen hos Novopan Træindustri A/S. Der blev i 2010 lavet en opdatering af Christensen et al. (2006) med henblik på genanvendelses- og affaldsforbrændingsprocessen (COWI, 2010). Affaldsforbrændingsprocessen blev opdateret med specifikke data fra Amagerforbrænding, hvilket dog ikke anvendes i nærværende LCA, som skal være repræsentativ for et generisk affaldsforbrændingsanlæg.

Det vides ikke om Christensen et al. (2006) og COWI (2010) er gennemgået en kritisk review-proces, men rapporterne er udført af LCA-fagfolk. Det er valgt at anvende de overordnede forudsætninger fra disse to tidligere rapporter, som også er gyldige i dag, jf. drøftelse med Jensen (2014). Tabel 13 viser hvilke overordnede forudsætninger i Christensen et al. (2006) og COWI (2010) som nærværende LCA også anvender, og hvilke forudsætninger der er ændrede ift. de to tidligere rapporter.

**TABEL 13**  
OVERENSSTEMMELSER OG ÆNDRINGER IFT. FORUDSÆTNINGER I DE TO TIDLIGERE RAPPORTER CHRISTENSEN ET AL. (2006) OG COWI (2010)

<b>Overensstemmelse med tidligere rapporter</b>	
<b>Parameter</b>	<b>Eventuel kommentar</b>
1. Transportdistance fra genbrugsplads til Novopan Træindustri A/S: 170 km	En rimelig gennemsnitsbetragtning for danske genbrugspladsers afstande til spånpladefabrik, da der modtages en del træaffald fra Sjælland, jf. Jensen (2014).
2. Energiforbrug til neddeling af træaffald inden transport til Novopan: 3 L diesel per ton.	Fra COWI (2010)
3. Varmebesparelse per ton substitueret jomfrueligt træ: 127 L svær fuelolie.	Varmebesparelse da træaffald ikke kræver tørring. Besparelsen af olie er en marginal betragtning baseret på, at Novopan Træindustri A/S bruger olie som reservebrændsel.
Genanvendelse af metaller fra træaffaldet	Kreditering i form af fortrængt produktion af nye metaller.

<b>Ændringer ift. tidligere rapporter</b>	
<b>Parameter</b>	<b>Eventuel kommentar</b>
4. Et ton træaffald substituerer 910 kg jomfrueligt træ som spånplademateriale. 90 kg per ton bruges til intern varmeproduktion (modelleres ikke).	I tidligere rapporter antages at 850 kg jomfrueligt træ substitueres per ton træaffald.
5. Marginal el: kulbaseret frem til 2020, 50:50 kul:vind efter 2020.	I tidligere rapporter er marginal elteknologi ren kul.
6. Marginal fjernvarme: gennemsnitlig fjernvarme.	I tidligere rapporter er marginal fjernvarmeteknologi ren naturgas.

Samme overordnede forudsætninger som beskrevet i Tabel 13 gælder for tysk spånpladeproduktion. Afvigelser er:

- Transport af træaffald til spånpladefabrik: 560 km (estimeret afstand til Glunz AG produktionsanlæg i Nettgau).
- Biomassefyret kraftvarmeværk har beliggenhed i Tyskland.
- Substitueret rundtræ er fra tysk nåletræsplantage.

#### **4.4.1.1 Teknologibeskrivelse af spånpladeproduktion**

Figur 15 viser et procesdiagram for spånpladeproduktionen med de processer, som er inkluderet i LCA'en. Kun processer som influeres af indholdet af træaffald i spånpladeproduktion er inkluderet, i form af energi- og materialebesparelser (vist ved stiplede linjer og bokse) samt energi- og materialeforbrug. Forbrug og emissioner ved energiproduktionen på biomassefyret kraftvarmeværk inkluderes såvel forbrug som fortrængt forbrug og emissioner ved produktion af marginal energi.

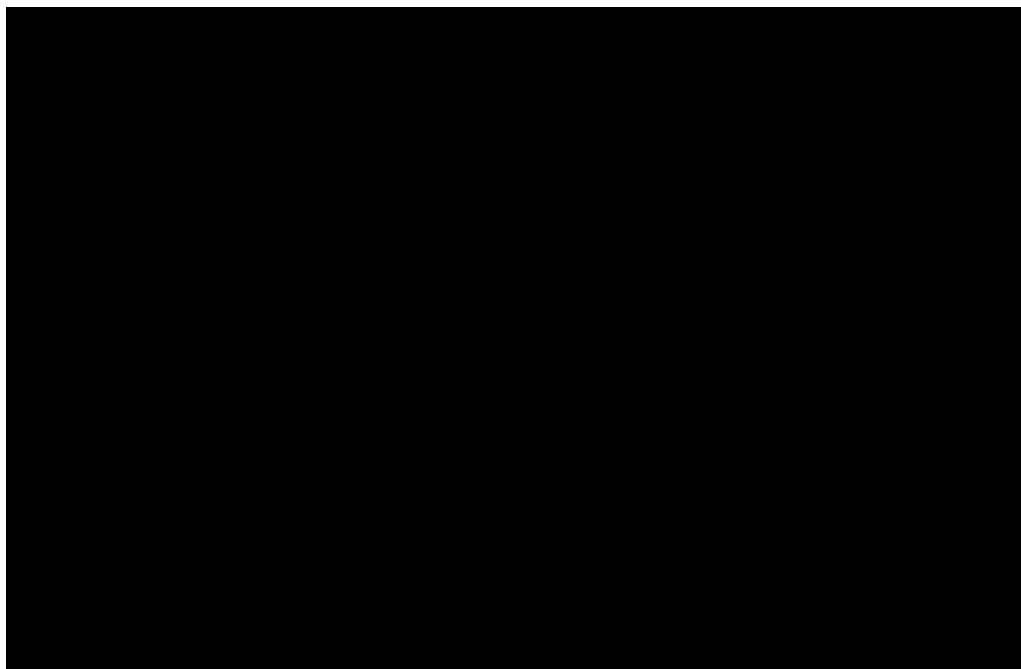
Råmaterialerne i spånpladeproduktionen er rundtræ, træaffald (klasse A2) samt fraskær og pladespån fra træindustrien (klasse A1). Anvendelsen af træaffald erstatter kun rundtræ fra træplantager, og ikke fraskær og pladespån fra træindustrien.

Træaffaldet indsamles på genbrugspladser og neddeles inden transport til spånpladefabrikken. Efter modtagelse på spånpladefabrikken går træaffaldet igennem en sorteringsproces, hvor sand, plastik, metaller, træbrændsel m.v. udsorteres fra træfraktionen, ved forbrug af elektricitet. Udsortering af sand er essentiel af procestekniske årsager, og indholdet af sand i det modtagne træaffald er et kritisk parameter ift. anvendelsen af træaffald i spånpladeproduktionen. Det modtagne træaffald indeholder cirka 1,5 % metaller, som udsorteres og sendes til genanvendelse, hvilket krediteres i form af fortrængt produktion af nye metaller. Under sorteringen fjernes 9 % ubrugeligt træaffald, som anvendes til intern varmeproduktion, og de resterende 91 % bruges som spånplademateriale (Jensen, 2014). De 9 % frasorteret træaffald er ubrugelig som spånplademateriale og anvendes i stedet til en egen varmeproduktion på spånpladefabrikken.

Anvendelse af træaffald i spånpladeproduktionen medfører et øget forbrug af elektricitet pga. sortering af træaffaldet. Til gengæld forekommer der energibesparelser, da der ikke skal flishugges og tørres jomfrueligt træ. Som nævnt antages det, at energibesparelser medfører besparelse af olie.

Visse materialer og energiforbrug er udeladt fordi de er uafhængige af indholdet af træaffald i produktionen, og ikke fordi de ikke medfører miljøpåvirkninger. Disse er forbrug af procesvand, lim i den endelige spånplade samt el og varme til generel spånpladefremstilling og rumopvarmning. Mængder af restprodukter og affald fra spånpladefabrikken er ukendte og derfor ikke inkluderet.

Når et ton træaffald sendes til genanvendelse er det i praksis 910 kg, der anvendes som spånplademateriale. Hermed substitueres en mængde på 910 kg rundtræ i spånpladeproduktionen per ton træaffald. De resterende 90 kg træaffald, der ikke er egnet som spånpladematerialet, bruges til at producere varme med på spånpladefabrikken (Jensen 2014). Konsekvensanalytisk vil den interne varmeproduktion erstatte forbrug af marginal fjernvarme, men da der ikke er data tilgængelig for varmeproduktionen på spånpladefabrikken er det valgt at udelade denne. Med en brændværdi på 19 GJ per ton træ og en virkningsgrad på 73 % i fjernvarmeproduktionen fører det til at, 1,2 GJ substitueret marginal fjernvarme udelades. Der er således ikke krediteret for det undgåede forbrug af fjernvarme på spånpladefabrikken; om end det giver et relativt dårligere resultat for genanvendelse af træaffald vurderes det, at udeladelse af denne begrænsede mængde energi ikke vil influere væsentligt på resultaterne.



**FIGUR 15**  
INPUTS OG OUTPUTS I SPÅNPLADEPRODUKTIONEN PER FUNKTIONELLE ENHED. STIPLEDE LINJER SYMBOLISERER SUBSTITUEREREDE PROCESSER.

Der er indsamlet produktionsdata for dansk spånpladeproduktion i samarbejde med Novopan Træindustri A/S. Data er indsamlet for produktionsåret 2012 og efterfølgende skaleret til den funktionelle enhed. Tabel 14 viser livscyklusopgørelsen for spånpladeproduktionen, som også antages repræsentativ for nordtysk spånpladeproduktion.

Det antages at genanvendelse af jern og aluminium finder sted i Sverige. Transporten af metaller forventes ikke at have nogen væsentlig betydning for de samlede miljøpåvirkninger i LCA'en, idet mængden af metaller per ton træaffald er lille.

**TABEL 14**  
LCI FOR SPÅNPLADEPRODUKTION MED TRÆAFFALD

<b>Mængder træ per funktionelle enhed</b>	
Modtaget mængde træaffald hos spånpladefabrik (ton)	1,00
Substituering af jomfrueligt træ (ton)	0,91 (91 % bruges som spånplademateriale)
<b>Forbrug ved produktion med træaffald</b>	
Diesel til neddeling af træaffald inden transport til spånpladefabrik (L diesel per ton træaffald TS)	3
Elektricitet til sortering af træaffald (kWh per ton TS)	30
<b>Genanvendelse af udsorterede metaller</b>	
Mængde (kg)	15,2
- Aluminium	2,13
- Jern	13,1
<b>Besparelser i forbrug som følge af substitueret jomfrueligt træ</b>	
Undgået varmemeforbrug til tørring (L svær fuelolie per ton TS)	127
Undgået elforbrug til flishugning af jomfrueligt træ (kWh per ton TS)	2

## 4.5 Biomassefyret kraftvarmeværk

### 4.5.1 Forudsætninger for biomasseværk

Modelleringen repræsenterer et moderne biomassefyret kraftvarmeværk. Følgende rapporter udgør datagrundlaget for det biomassefyrede kraftvarmeværk.

Datagrundlag for virkningsgrader af biomassefyret kraftvarmeværk:

- Energistyrelsen (2012) Teknologikataloget for el og fjernvarme, energilagring og energiproduktion og –konvertering. ("Medium steam turbine, woodchips").

Datagrundlag for emissionsfaktorer for biomassefyret kraftvarmeværk:

- Nielsen, M., Illerup, J. B. (2003) Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse fra decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker, delrapport 6. Faglig rapport fra DMU nr. 442. Bilag 3.
- Nielsen, M., Nielsen, O., Thomsen, M. (2010) Emissions from decentralized CHP plants 2007 – Energinet.dk, Environmental project no. 07/1882 Project report 5 –Emission factors and emission inventory for decentralized CHP production. Appendix 5 side 99.

Datagrundlag for emissionsfordelingskoefficienter til bundaske for biomassefyret kraftvarmeværk:

- Christensen et. Al (2006) Indledende miljømæssig vurdering af disponeringen af træaffald i Danmark. Bilag 5.

Nielsen et al. (2010) og Nielsen & Illerup (2003) indeholder emissionsfaktorer for kraftvarmeværker fyret med træbrændsel. I Nielsen et al. (2010) er det beskrevet, at den specifikke teknologi – for hvilken der er angivet emissionsfaktorer – er ukendt, men at emissionsfaktorerne er beregnet ud fra syv forskellige anlæg med røggasrensning via posefilter, elektrofilter eller våd skrubber. I Nielsen & Illerup (2003) er emissionsfaktorerne beregnet ud fra ni træfyrede forskellige anlæg, men der er ikke skelnet imellem forskellige typer af teknologier. Nielsen et al. (2010) er af nyeste data og derfor anvendes denne kilde som udgangspunkt, mens der suppleres med emissionsfaktorer fra Nielsen & Illerup (2003) hvor Nielsen et al. (2010) ikke dækker.

I LCA-rapporten udarbejdet af Christensen et al. (2006) anvendtes emissionsfordelingskoefficienter til bundaske i biomassefyret kraftvarmeværk, baseret på en personlig korrespondance med Bo Sander, Elsam Engineering A/S. Emissionsfordelingskoefficienterne til bundaske beskriver hvor stor en procentdel af de kemiske stoffer i træflisen, der ender i anlæggets bundaske (slagge) efter forbrænding. Idet værdierne fra Christensen et al. (2006) er baseret på en enkelt korrespondance og baseret på teknologi fra 2005, vurderes de at være behæftet med en relativ høj usikkerhed, men pga. mangel på anden tilgængelig data er det valgt at anvende værdierne.

Forbrug og emissioner ved energiproduktionen lægges til spånpladeproduktionen mens forbrug og emissioner ved en tilsvarende mængde fortrængt marginal energiproduktion trækkes fra. Virkningsgrader og emissioner vil have betydning for om det er en miljøfordel at genanvende træaffaldet.

Som nævnt i beskrivelsen af scenarie 2 (se afsnit 3.3) er rundtræet, som træaffaldet substituerer i spånpladeproduktionen, et restprodukt fra tømmerproduktion. Det er dette rundtræ som anvendes til energiproduktion på biomasseværket. Da rundtræet er et restprodukt fra tømmerproduktionen er det besluttet, at energiforbruget til fældning og flishugning af træet allokeres til tømmerproduktionen (uden for systemet) og ikke til energiproduktionen. Transporten af træflisen til biomasseværket er dog inkluderet. Den gennemsnitlige transportafstand fra nåletræsplantage til biomasseværk er estimeret til 100 km.

#### 4.5.2 Teknologibeskrivelse af biomasseværk

Der tages udgangspunkt i anlægget beskrevet i Energistyrelsen (2012), side 73 ("Medium steam turbine, woodchips"). Anlægget er et mellemstort anlæg dedikeret til energiproduktion med jomfruelig træbrændsel. Kapaciteten er 10-50 MW per enhed.

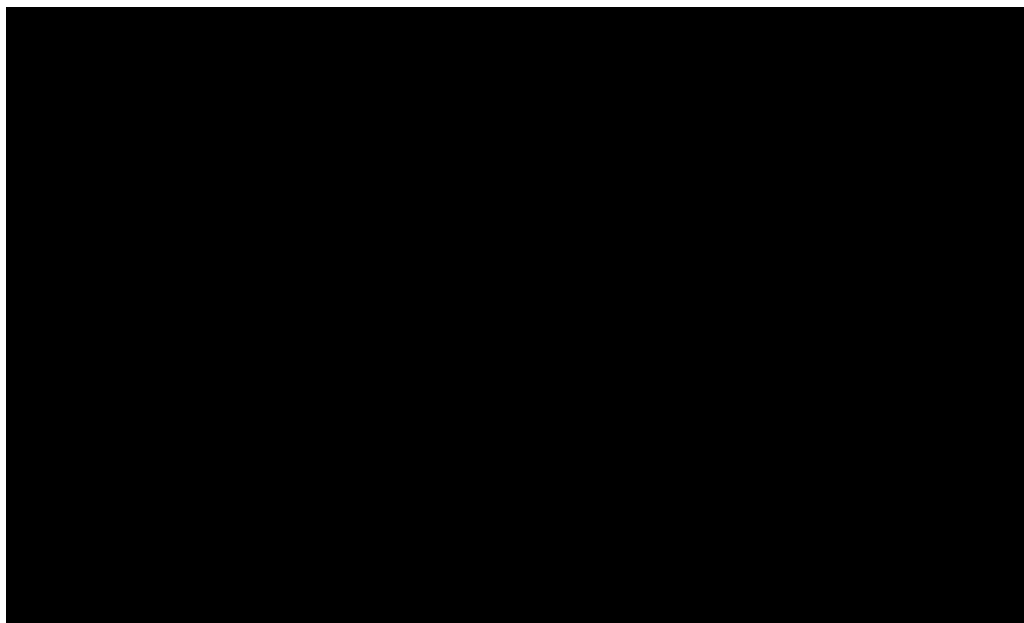
Virkningsgraderne for biomasseværket er som angivet i Energistyrelsen (2012), vist i Tabel 15. I basisscenerierne anvendes en virkningsgrad for varme på 77 % ved antagelse af røggaskondensering. Uden røggaskondensering falder virkningsgraden til 64 %. Betydningen af antagelsen om røggaskondensering undersøges i en følsomhedsanalyse (ved at vælge en virkningsgrad på 64 %), vist i Tabel 15. Ifølge Teknologikataloget (2012) er de anvendte virkningsgrader for el og varme gyldige til og med år 2030. Der gås ud fra at den samme gyldighed gælder for virkningsgraden for varme.

**TABEL 15**  
VIRKNINGSGRADER FOR BIOMASSEFYRET KRAFTVARMEVÆRK MED RØGGASKONDENSERING

	<b>Elektricitet</b>	<b>Varme</b>
<b>Virkningsgrader (%)</b>	29	77 (64 % uden røggaskondensering)

Figur 16 viser procesdiagrammet for det biomassefyrede kraftvarmeværk. Substituerede processer er vist med stiplede linjer. Der er to forskellige teknologiske foranstaltninger til røggasrensning,

dels fjernelse af NOx ved tilførsel af ammoniak i efterforbrændingszonen og dels rensning med posefilter, elektrofilter eller våd scrubber til fjernelse af fx HCl og HF.



**FIGUR 16**  
ENERGIPRODUKTION PÅ BIOMASSEFYRET KRAFTVARMEVÆRK MED ANGIVET INPUT AF JOMFRUELIGT TRÆ PER FUNKTIONELLE ENHED. SUBSTITUTION AF MARGINAL ENERGI ER VIST VED STIPLEDE LINJER.

#### 4.5.3 LCI for biomassefyret kraftvarmeværk

Tabel 16 **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** viser anvendte emissionsfaktorer fra Nielsen et al. (2010) og Nielsen & Illerup (2003). Typiske processpecifikke emissioner er SO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub>, partikler/støv, HCl, HF, og typiske affaldsspecifikke emissioner er tungmetaller og klor.

Emissionerne til luft er angivet som g per MJ brændsel, dvs. udledning per MJ træflis der fyres med.

Som tidligere nævnt substitueres 910 kg rundtræ TS per ton træaffald der modtages af spånpladefabrikken. Med en nedre brændværdi på 19 GJ per ton TS substitueres en absolut mængde energi på 17,3 GJ rundtræ, hvorved de absolutte emissioner per funktionelle enhed kan beregnes. Emissionerne til bundaske er angivet som procentandele af startkoncentrationen i rundtræet, der fyres med. Disse startkoncentrationer er angivet i Tabel 8, tredje kolonne.

**TABEL 16**  
ANVENDTE EMISSIONSFAKTORER OG EMISSIONSFORDELINGSKOEFFICIENTER FOR BIOMASSEFYRET KRAFTVARMEVÆRK MED ANGIVELSE AF DATAKILDER

<b>Luftemissioner (g per MJ brændsel): Nielsen et al. (2010)</b>	
Svovldioxid, SO <sub>2</sub>	0,002
Nitrogenoxider, NO <sub>x</sub>	0,08
Dinitrogenoxid, N <sub>2</sub> O	0,0008
NMVOC (flygtige organiske forbindelser uden CH <sub>4</sub> )	0,005
Methan, CH <sub>4</sub>	0,003
Kulmonoxid, CO	0,09
Cadmium, Cd	0,0000003



Kviksølv, Hg	0,0000004
Zink, Zn	0,0000002
Polyaromatiske hydrocarboner, PAH, sum	0,0000007
Naphthalen	0,0000002
<b>Luftemissioner (g per MJ brændsel): Nielsen &amp; Illerup (2003)</b>	
Cobalt, Co	0,0000001
Partikler, PM10	0,002
Partikler, PM2.5	0,001
Partikler PM1	0,001
Saltsyre, HCl	0,0009
Hydrogenfluorid, HF	0,00009
Arsen, As	0,000002
Krom, Cr	0,000002
Kobber, Cu	0,000003
Mangan, Mn	0,00003
Nikkel, Ni	0,000002
Bly, Pb	0,000004
Antimon, Sb	0,000002
Thallium, Tl	0,000002
Vanadium, V	0,000002
Dioxin	0,0000000000001
<b>Emissionsfordelingskoefficient til bundaske (% af koncentration i træbrændsel): Christensen et al. (2006)</b>	
Aluminium, Al	100
Arsen, As	98
Cadmium, Cd	94
Cobalt, Co	98
Krom, Cr	99
Kobber, Cu	99
Kviksølv, Hg	93
Mangan, Mn	99
Molybdæn, Mo	99
Nikkel, Ni	98
Bly, Pb	97
Antimon, Sb	98
Selen, Se	88

Vanadium, V	99
Zink, Zn	97

#### 4.5.3.1 Deponering af bundaske

Bioaskebekendtgørelsen regulerer nyttiggørelsen af bioaske fra biomassefyrede anlæg, herunder anlæg fyret med jomfrueligt træflis, som i dette tilfælde. Bioasken kan nyttiggøres til jordbrug, hvor det anvendes som gødning og anden jordforbedringsmiddel. Bioaskebekendtgørelsen sætter rammerne for brugen af bioaske og indeholder grænseværdier for problematiske stoffer, herunder cadmium. Der er kendskab til et dansk træflisfyret kraftvarmeværk, som vælger at deponere bioasken fremfor at nyttiggøre den i jordbrug, da det er svært at leve op til Bioaskebekendtgørelsen. Der er desuden kendskab til at nogle danske anlæg eksporterer bioasken til Sverige, hvor asken nyttiggøres i jordbrug. Det antages i denne LCA, at bundasken deponeres. Deponeringsprocessen modelleres med en generisk databaseproces i EASETECH for deponering af bundaske.

## 4.6 Marginal energiproduktion

Termisk behandling af imprægneret træaffald danner el og varme, hvilken vil have en effekt på energimarkedet. Bidraget af energi fra termisk behandling af imprægneret træaffald vil substituere energi produceret et andet sted i systemet. Tabel 17 giver en opsummering af anvendt marginal el og fjernvarme. En uddybende beskrivelse af den marginale el og fjernvarme er givet nedenfor.

Livscyklusopgørelsen for marginal el og fjernvarme er vist i Bilag 3:. Livscyklusopgørelsen for marginal vindkraft er for omfattende til at vise i bilaget, derfor henvises i stedet til kilden som er rapporten "Final report on offshore wind technology" (NEEDS 2008a). Vindkraften repræsenterer dansk offshore vindkraft produceret af DONG Energy A/S repræsentativ for år 2025.

**TABEL 17**  
MARGINALE ENERGITEKNOLOGIER ANTAGET FOR DEN BETRAGTEDE TIDSPERIODER FOR PROJEKTET (ÅR 2014-2030). MED "KUL" MENES "KUL (HOVEDSAGELIGT) OG OLIE".

2014-2020		2020-2030	
Elektricitet	Varme	Elektricitet	Varme
Kul	Dansk gennemsnit	Kul:vind 50:50	Dansk gennemsnit

### 4.6.1 Marginal el

Den substituerede marginale elektricitet er tidligere blevet vurderet til at være kul, jf. Astrup et al. (2011b). På baggrund af Astrup et al. (2011b) anvendes en kulbaseret elmarginal frem til år 2020, der består af kul (hovedsageligt) og fuelolie. For at dække den fremtidige potentielle udvikling af det danske elnet, kombineres den kulbaserede elmarginal med vindkraft i forholdet 50:50 efter år 2020. Tilføjelsen af vindkraft efter år 2020 begrundes med, at der med den nationale energiaftale er planlagt en betydelig udbygning med vindkraft fra og med 2020. Elmarginalen efter år 2020 skal ses som et udtryk for at både fossil-tung og fossil-let energiproduktion kan blive berørt, hvis der laves ændringer i affaldssystemet i fremtiden.

Tabel 18 viser beregningen af den gennemsnitlige marginale elkraft i perioden 2014 til 2030 med en vægtning af kulbaseret elektricitet og vindkraft.

**TABEL 18**  
BEREGNING AF VÆGTET GENNEMSNIET FOR MARGINAL ELEKTRICITET I LCA'EN. MED "KUL" MENES "KUL  
(HOVEDSAGELIGT) OG OLIE".

	Antal år	Marginal el	Andel kulbaseret	Andel vind
<b>2014-2020</b>	6	Kul	1	0
<b>2020-2030</b>	10	Kul og vind	0.5	0.5
<b>2014-2030</b>	16	Vægtet gennemsnit	$\frac{6 \text{ år}}{16 \text{ år}} + 0.5$ $\times \frac{10 \text{ år}}{16 \text{ år}} = 0.69$	$0.5 \times \frac{10 \text{ år}}{16 \text{ år}} = 0.31$

Valget af marginal el i nærværende projekt adskiller sig fra Miljøprojekt nr. 1438 (Jakobsen et al. 2013), der benyttede Energistyrelsens basisfremskrivning af el- og fjernvarmeproduktion (Energistyrelsen, 2005); 91,3 % kul, 4,5 % fuelolie, 3,8 % naturgas og 0,4 % andet brændsel. Afgivelsen fra Miljøprojekt nr. 1438 vurderes ikke at have nogen betydning for resultaterne, idet begge elmarginaler (indtil år 2020) er domineret af kulkraft og hernæst fuelolie.

Det kunne ligeledes være et realistisk scenarie at den fremtidige elmarginal til dels er gas, hvorfor en elmarginal med ren naturgas vil indgå i en følsomhedsanalyse.

#### 4.6.2 Marginal fjernvarme

Den marginale varme er særdeles afhængig af lokale fjernvarmesystemer. Tidligere studier har belyst i hvor høj grad lokale forhold spiller ind på den effektive substitution af fjernvarme, som forbrændingsanlæggenes varmeproduktion udgør, fx Møller et al. (2008). Den geografiske placering af substitueringens fjernvarmeproduktion afgør således hvilke brændsler der erstattes.

I nærværende projekt ønskes varmesubstitutionen beregnet som et marginalt gennemsnit, idet der ud over en vis størrelse opland ikke skal knyttes noget specielt geografisk område til. I Astrup et al. (2011b) er det ligeledes anbefalet at benytte gennemsnitsværdier, hvis mere detaljerede data for de enkelte fjernvarmenet ikke forefindes. Energistyrelsen har beregnet emissioner af drivhusgasser, SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> fra gennemsnitlig fjernvarme på grundlag af brændselsforbrug for hvert enkelt fjernvarmenet og vægtet i forhold til varmeproduktion i Danmark fremskrevet til 2030 (Energistyrelsen 2011). Denne gennemsnitlige fjernvarme har en CO<sub>2</sub>-emission på 150 kg per MWh (hvilket er væsentligt lavere end CO<sub>2</sub>-emissionen fra marginal kulkraft på 916 kg per MWh). Foruden drivhusgasser, SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> vil fjernvarmeproduktionen medføre en række andre emissioner, der er helt afhængige af brændselstype og røggasrensningsteknologi. Disse faktorer varierer alt afhængig af fjernvarmenettet, og det er derfor valgt at undlade at estimere disse emissioner, på trods af at fjernvarmen derved får en bedre miljøprofil, end det har i virkeligheden. Det kan betyde, at substitutionen af marginal fjernvarme får en større miljøgevinst mht. bl.a. toksiske påvirkninger, men det vurderes ikke at have en væsentlig betydning for resultaterne.

#### 4.7 Anvendte databaseprocesser for genanvendelsesprocesser og energiproduktion

Tabel 19 viser de udvalgte datasæt for primærproduktion, genanvendelse og andre processer. Tabellen viser procesnavn, databasenavn og referenceår. Databaseprocesser er generiske processer, der egner sig til at beskrive baggrundssystemerne af affaldssystemet. I udvælgelsen af data har prioriteringen været nyligt udviklede data såvel som data med en geografisk rækkevidde i overensstemmelse med rækkevidden i nærværende LCA.

**TABEL 19**  
OVERSIGT OVER ANVENDTE DATABASEPROCESSER

<b>Materiale</b>	<b>Procesnavn</b>	<b>Database</b>	<b>År</b>	<b>Reference</b>
<i>Genanvendelse</i>				
Jern	Shredding and reprocessing of steel scrap, Sweden, 2007	EASETECH	2007	Clavreul et al. (2014)
Aluminium	Aluminium scrap to reprocessed aluminium (remelting), Europe, 2000	EASETECH	2000	Clavreul et al. (2014)
<i>Primærproduktion</i>				
Jern	Steel sheets (97.75 % primary), Sweden, 2008	EASETECH	2008	Clavreul et al. (2014)
Aluminium	Aluminium, Al (Primary), World average, 2005	EASETECH	2005	Clavreul et al. (2014)
<i>Andre processer</i>				
Dieselforbrug	Diesel, EU-15, ELCD, 2003 – corrected v.2	EASETECH	2003	Clavreul et al. (2014)
Deponering i tysk saltmine	Backfilling in German salt mines	EASETECH	2000-2008	Clavreul et al. (2014)
Deponering af bundaske	Bottom ash landfill	EASETECH	2014	EASETECH database

# 5. Resultater af livscyklusvurderingen

Resultaterne af LCA'en er de beregnede og normaliserede potentielle miljøpåvirkninger fra behandlingen af træaffald. De potentielle miljøpåvirkninger er beregnet på basis af de ovenfor beskrevne livscyklusopgørelser og deres outputs af ressourceforbrug og emissioner til miljøet. Dette kapitel præsenterer og fortolker LCA'ens resultater.

Resultaterne præsenteres som grafer med hver deres type miljøpåvirkningskategorier:

- **Ikke-toksiske kategorier:** drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, fotokemisk ozondannelse (smog), terrestrisk forsuring, terrestrisk eutrofiering, ferskvandseutrofiering, marin eutrofiering, ioniserende stråling (human sundhed), effekt af partikeludledning
- **Toksiske kategorier:** humantoksiske effekter (cancer, ikke-cancer) og økotoksicitet
- **Ressourceforbrug:** abiotiske ressourcer i form af fossile brændsler og grundstoffer

Resultaterne vises først som samlede resultater for alle scenarierne, hvilket muliggør en overordnet sammenligning imellem scenariernes miljøpåvirkninger. Ud fra de samlede resultater kan de fire scenarier rangordnes i forhold til hinanden og dermed give en indikation af hvordan træaffald håndteres bedst, ud fra en miljømæssig betragtning. For at forstå delprocessernes bidrag til de samlede miljøpåvirkninger, detaljeres resultaterne herefter og resultaterne gives på procesniveau for det enkelte scenarie. Dette gøres for at give et mere nuanceret billede af hvor meget de enkelte processer bidrager til de forskellige miljøpåvirkningskategorier. De karakteriserede, ikke-normaliserede, resultater vises i Bilag 4: (gennemsnitlige påvirkninger over perioden 2014-2030).

Som det ses på de efterfølgende grafer er de præsenterede resultaterne normaliserede, dvs. opgivet som personækvivalenter (PE) per funktionelle enhed.

## 5.1 Vurdering af de samlede potentielle miljøpåvirkninger

Figur 17 viser scenariernes samlede potentielle miljøpåvirkninger med henblik på de ikke-toksiske påvirkningskategorier.

Scenarie 0 beskriver referencesituationen, som er den nuværende situation for håndtering af træaffald, hvor cirka 53 % forbrændes på affaldsforbrændingsanlæg, 38 % genanvendes i dansk spånpladeproduktion og 9 % genanvendes i tysk spånpladeproduktion. Scenarie 1, 2 og 3 er hypotetiske scenarier hvor træaffaldet forbrændes på affaldsforbrændingsanlæg (scenarie 1), genanvendes i Danmark (scenarie 2) og genanvendes i Tyskland (scenarie 3).

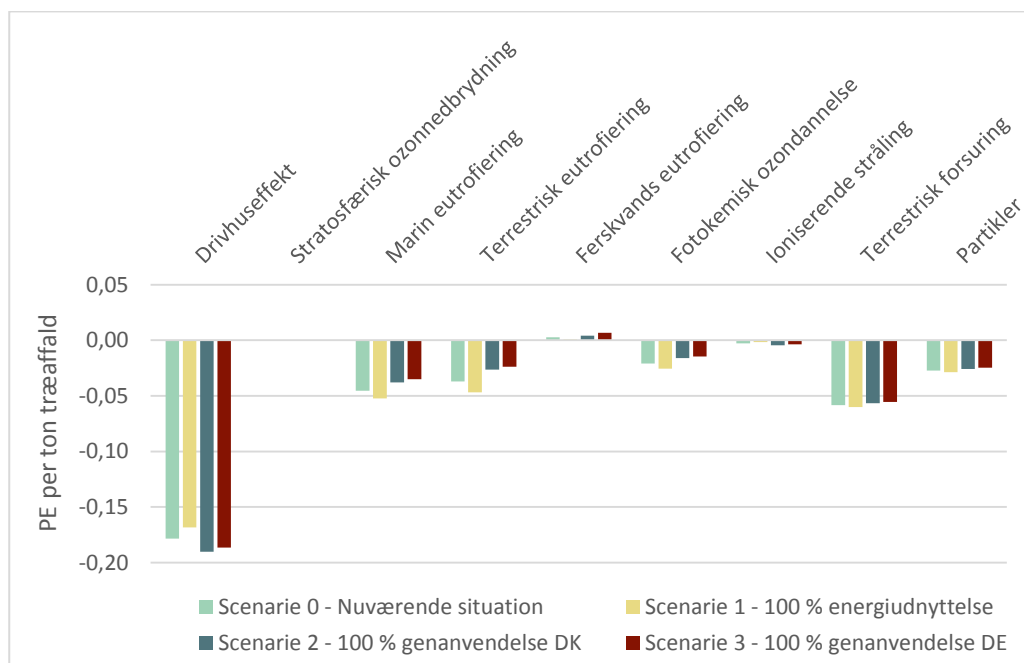
Med undtagelse af kategorien for ferskvandseutrofiering medfører alle scenarier numerisk negative miljøpåvirkninger. Negative miljøpåvirkninger skal fortolkes som miljøbesparelser. Den primære årsag til miljøbesparelserne i alle påvirkningskategorier er at, der i alle scenarier, produceres energi med biomasse som antages at substituere marginal, fossilbaseret, energi. Ingen af de normaliserede miljøbesparelser er større end -0,20 PE per ton træaffald.

De relativt største miljøbesparelser forekommer i kategorien for drivhuseffekt. Årsagen hertil er at udledningen af fossil CO<sub>2</sub> reduceres, når marginal elektricitet og fjernvarme substitueres med energi produceret på affaldsforbrændingsanlæg og biomasseværk. Eksempelvis fører energiproduktionen på det biomassefyrede kraftvarmeværk til en besparelse af fossil CO<sub>2</sub>, der svarer til i alt -0,18 PE. Idet marginal el indeholder produktion på kulkraftværk fører fortrængning af marginal el til en større besparelse af fossil CO<sub>2</sub> end fortrængning af marginal varme. Besparelsen i drivhuseffekt er 12 % lavere i scenarie 1 ift. scenarie 2 henholdsvis 3, da der fortrænges mindre marginal el og varme ved energiudnyttelse af træaffald på affaldsforbrændingsanlæg end der fortrænges ved energiproduktion på et biomassefyret kraftvarmeværk (biomasseværket har højere virkningsgrader for el- og varmeproduktion). Betydningen af valget af marginale brændsler og virkningsgrader undersøges i en følsomhedsanalyse.

Scenarie 2 og 3 ligger tæt på hinanden i alle påvirkningskategorier, og de varierer kun på tredje decimal, hvor miljøbesparelsen er størst i scenarie 2. Den særdeles begrænsede variation imellem scenarie 2 og 3 er forventelig, idet scenarierne kun varierer mht. transporten af træaffald til spånpladefabrikken.

Når der ses på de andre miljøpåvirkningskategorier end kategorien for drivhuseffekt er rangordenen imellem scenarierne anderledes, idet scenarie 1 medfører største miljøbesparelser i de fleste kategorier. Miljøbesparelsen i kategorien for stratosfærisk ozonnedbrydning og ioniserende stråling er særdeles lille.

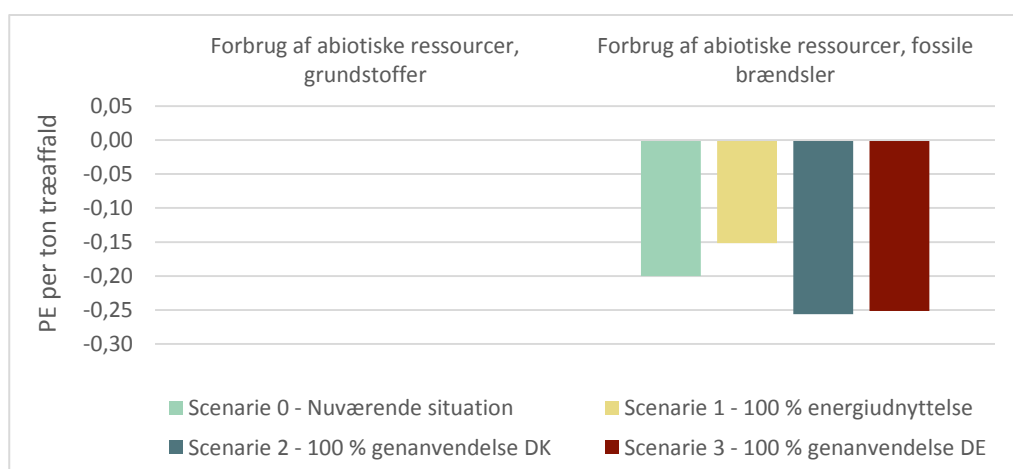
Som nævnt er kategorien for ferskvandseutrofiering den eneste kategori, hvor scenarierne udviser numerisk positive miljøpåvirkninger, dvs. miljøbelastninger (inklusive scenarie 1, selvom det ikke kan ses på grafen). Miljøpåvirkningen er dog meget lille.



**FIGUR 17**  
SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD

Figur 18 viser scenariernes potentielle forbrug af abiotiske ressourcer. Generelt ses et negativt forbrug, dvs. en ressourcebesparelse. Forbruget af grundstoffer (såsom metaller og mineraler) er dog særdeles lille per ton træaffald. Besparelsen af fossile ressourcer ligger imellem -0,15 og -0,25 PE.

De minimale besparelser i forbruget af grundstoffer er et resultat af genanvendelsen af metalforekomsten i træaffaldet (cirka 15 kg). Besparelserne i forbruget af fossile brændsler skyldes substitueringen af marginal energi, når der produceres energi på affaldsforbrændingsanlægget og biomasseværket. Det ses at genanvendelse af træaffald – og dermed frigørelse af jomfrueligt træ til energiproduktion på et biomasseværk – giver større besparelser end forbrænding af træaffaldet på et affaldsforbrændingsanlæg. Som for de ikke-toksiske påvirkninger på Figur 17 skyldes dette at de anvendte virkningsgrader for biomasseværket er større end de anvendte virkningsgrader for affaldsforbrændingsanlægget. Der ses samme rangorden imellem scenarierne som på Figur 17, men en større forskel i PE imellem scenarierne; eksempelvis er forskellen imellem scenarie 1 og 2 0,02 PE på Figur 17 og 0,1 PE på Figur 18.



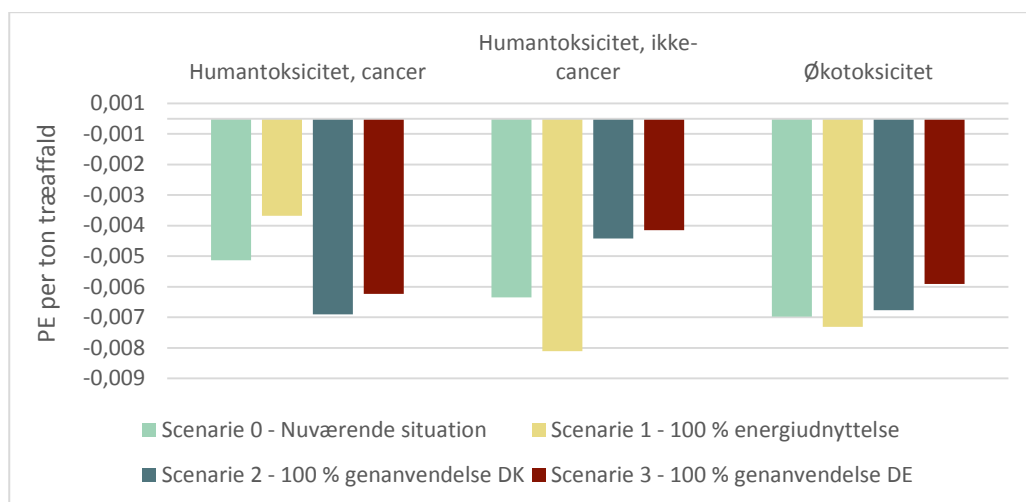
**FIGUR 18**  
SCENARIERNES POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD

Figur 19 viser scenariernes samlede potentielle miljøpåvirkninger med henblik på de toksiske påvirkningskategorier. Sammenlignet med de ikke-toksiske kategorier og kategorierne for ressourceforbrug ses, at de potentielle toksiske påvirkninger er cirka en faktor 10 mindre.

De toksiske påvirkninger er negative for alle fire scenarier i de tre kategorier for toksicitet. Rangordenen imellem de fire scenarier varierer imellem cancer-effekter og de andre to kategorier. Forskellen imellem scenarierne er størst i kategorien for økotoksicitet. De stoffer der bidrager til de toksiske belastninger i scenarie 1 er især kobber, men også krom VI og zink.

Delprocessernes bidrag til miljøpåvirkningerne i hvert scenarie beskrives i afsnit 5.2.





**FIGUR 19**  
SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD

### 5.1.1 Konklusioner mht. samlede potentielle miljøpåvirkninger

Miljøpåvirkningerne i alle påvirkningskategorier befinder sig inden for 0,14 PE og -0,25 PE. Der er altså ingen kategorier, som befinder sig i en helt anden størrelsesorden.

Resultaterne indikerer at scenarie 2 og 3 medfører de største miljøbesparelser i de 'energirelaterede' påvirkningskategorier (drivhuseffekt, fossil ressourceforbrug) og i en ud af tre toksiske kategorier. Idet træaffaldet delvis energiudnyttes i dag (scenarie 0) og idet træaffaldet energiudnyttes i scenarie 1, udvises miljøbesparelser i de fleste kategorier for alle fire scenarier. Miljøbesparelsen er blot større i scenarie 2 og 3, hvor træaffaldet genanvendes, idet dette frigiver jomfrueligt træflis til energiproduktion. Årsagen til at miljøbesparelsen i kategorien for drivhuseffekt og forbrug af fossile ressourcer er størst i scenarie 2 og 3 er, at energiproduktionen på biomasseværket er antaget at være mere effektiv end energiproduktionen på affaldsforbrændingsanlægget i scenarie 1. Den anvendte el- og varmekoefficienter for biomasseværket er 29 % henholdsvis 77 % og 22 % henholdsvis 73 % for affaldsforbrændingsanlægget. Med hensyn til de andre ikke-toksiske kategorier udviser scenarie 1 enten laveste miljøbelastninger (marin/terrestrisk eutrofiering, fotokemisk ozondannelse) eller de fire scenarier ligger på samme niveau.

Resultaterne for de toksiske påvirkningskategorier indikerer at den nuværende situation (scenarie 0) for behandling af træaffald bevirker besparelser af toksiske påvirkninger. Det samme gælder for scenarie 1, 2 og 3, hvor træaffaldet forbrændes på et affaldsforbrændingsanlæg, genanvendes i Danmark og genanvendes i Tyskland. Dette viser at de toksiske påvirkninger ved produktion af marginal el og varme er større end ved produktion af el og varme på affaldsforbrændingsanlæg og biomasseværk, mht. de data der er anvendt i nærværende LCA.

Virkningsgraderne (effektiviteten) af affaldsforbrændingsanlæg og biomassefyret kraftvarmeværk afgør hvor stor en mængde marginal energi der fortrænges, og er den marginale energi domineret af fossile brændsler – ligesom det er antaget i nærværende LCA – vil en højere effektivitet føre til en større besparelse af fossile drivhusgasser. Både virkningsgrader og marginale energikilder undersøges i følsomhedsanalysen.

Væsentlige forudsætninger for ovenstående konklusioner er:

- Højere virkningsgrader på biomasseværk end på affaldsforbrændingsanlæg
- Biomasse er begrænset
- Marginal energi er domineret af fossile brændsler

Der er ikke foretaget en usikkerhedsanalyse til belysning af om forskellene imellem scenarierne er signifikante, bl.a. fordi der ikke er information om usikkerhed og variation for alle anvendte data. Kvalitativt set vurderes forskellen imellem scenarie 1, 2 og 3 i kategorien for drivhuseffekt dog at være reel, pga. faktiske forskelle i virkningsgrader og transportdistancer.

## **5.2 Potentielle miljøpåvirkninger på procesniveau**

Det følgende giver information om delprocessernes bidrag til miljøpåvirkninger med formålet at opnå en større forståelse af årsagen til de enkelte scenariers miljøpåvirkninger.

Delprocesserne foregår enten i Danmark eller i udlandet, hvor de vil forårsage potentielle miljøpåvirkninger. Visse påvirkninger, der forårsages i udlandet, vil dog også påvirke Danmark, fx luftforurening som i sin natur er grænseoverskridende. Bilag 5: giver et overblik over den geografiske beliggenhed af delprocesserne.

### **5.2.1 Scenarie 0**

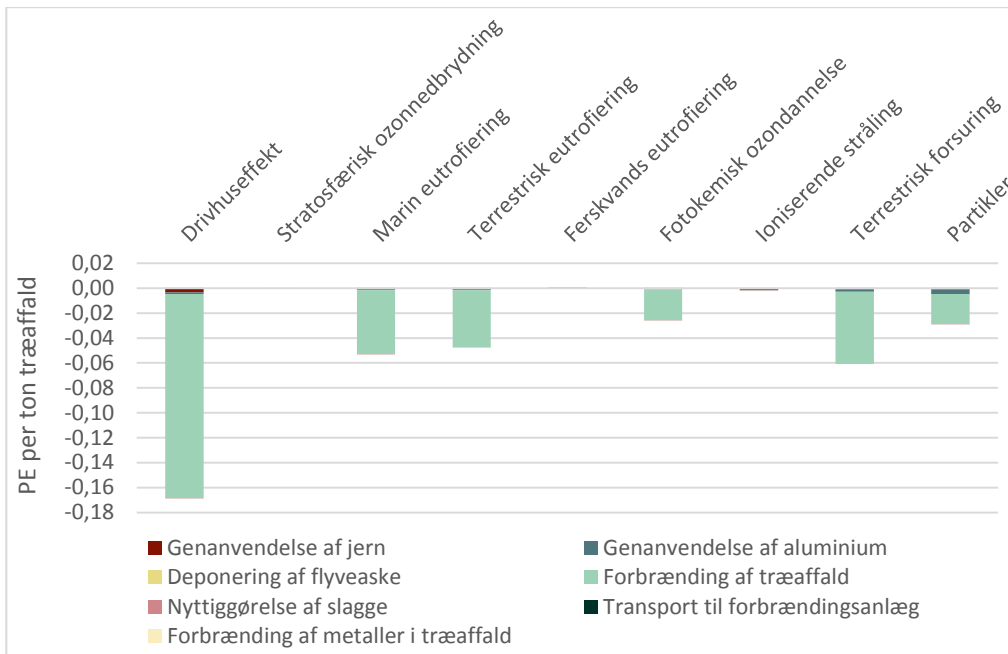
Da scenarie 0 er en kombination af scenarie 1, 2 og 3 giver det ingen ny information at vise resultaterne for scenarie 0 på delprocesniveau. Bidragene afspejler både miljøpåvirkningerne af behandlingen, men også andelen af hver type behandling i scenarie 0. Andelen er 38 % genanvendelse i dansk spånpladeproduktion, 9 % genanvendelse i nordtysk spånpladeproduktion og 53 % energiudnyttelse på dansk affaldsforbrændingsanlæg. Miljøpåvirkningerne i scenarie 0 kan således give en indikation af den absolutte fordeling af miljøpåvirkninger ved det nuværende system for behandling af træaffald per funktionelle enhed. Det er valgt ikke at vise graferne for scenarie 0 i hovedrapporten, men ved interesse kan de ses i Bilag 3.

### **5.2.2 Scenarie 1**

Bidrag fra følgende delprocesser vises:

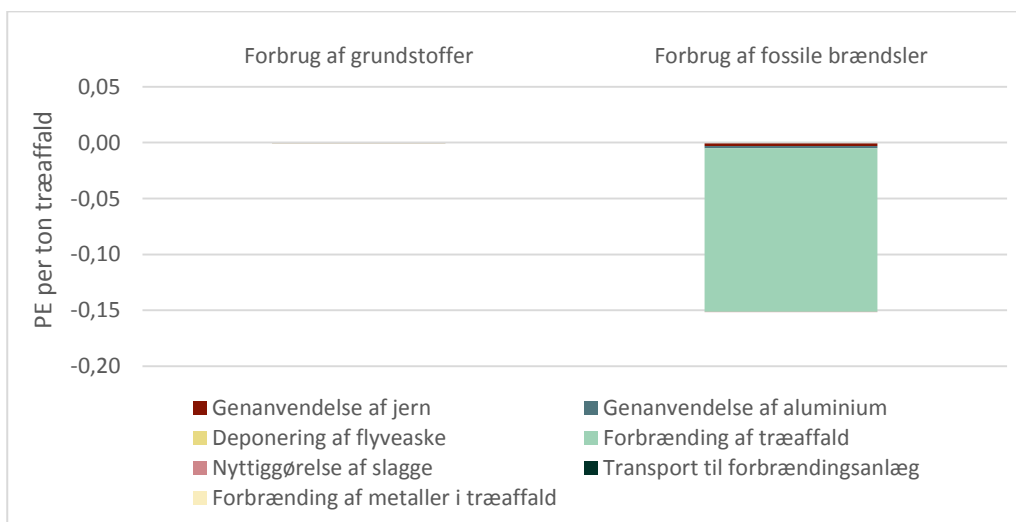
- Forbrænding af træaffald (inkl. substitueret marginal energi)
- Genanvendelse af jern (transport, omsmelting og fortrængt primærproduktion)
- Genanvendelse af aluminium (transport, omsmelting og fortrængt primærproduktion)
- Transport af træaffald til affaldsforbrændingsanlæg
- Deponering af flyveaske i tysk saltmine (transport, fortrængning af andet stabilmateriale)
- Nyttiggørelse af slagge (emissioner fra slagge til overfladevand, undgået produktion af grus)

Figur 20 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 1. Det er tydeligt at se, at miljøbesparelserne fra forbrændingen af træaffald er størst, hvilken skyldes fortrængning af fossilbaseret marginal energi. Fortrængning af marginal energi er den primære årsag til miljøbesparelser i alle kategorierne pga. undgået emission af forskellige kemiske stoffer. I kategorien for drivhuseffekt er fossil CO<sub>2</sub> udslagsgivende, i kategorien for partikelforurening er det partikler imellem 2,5 og 10 mikrometer, i kategorien for fotokemisk ozondannelse (smog) er det NO<sub>x</sub> og i kategorien for forsuring er det SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub>.



**FIGUR 20**  
 POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR SCENARIO 1: ENERGIUDNYTTELSE PÅ AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG

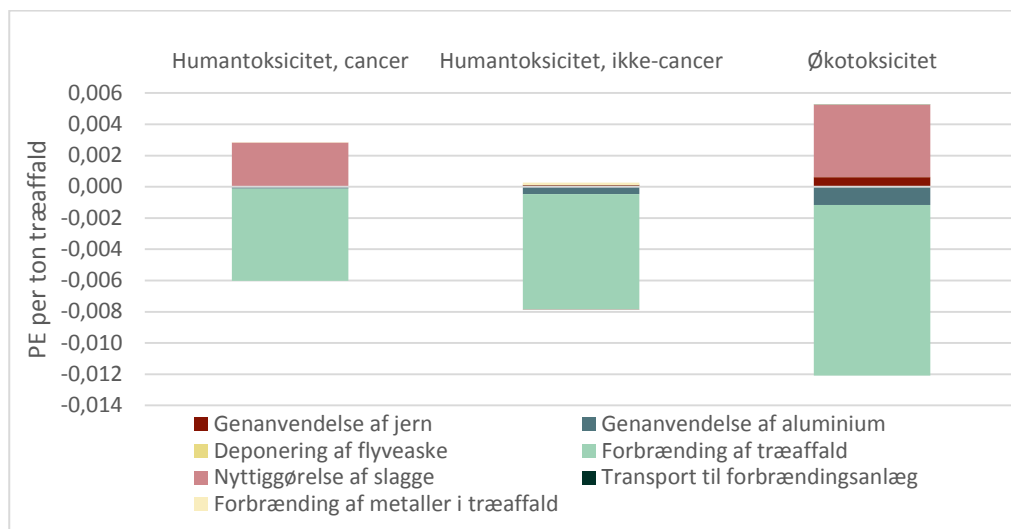
Figur 21 viser det potentielle forbrug af abiotiske ressourcer for delprocesserne i scenarie 1. Her ses igen, at energiudnyttelsen af træaffaldet giver de største miljøbesparelser. Den store miljøbesparelse i fossile stoffer skyldes fortrængt forbrug af kul som resultat af substitueret marginal elektricitet. Processerne for genanvendelse og nyttiggørelse af metaller og slagge giver miljøbesparelser, men mængderne af metal per ton træaffald er for små til at give større udslag i grafen.



**FIGUR 21**  
 POTENTIELT FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR SCENARIO 1: ENERGIUDNYTTELSE PÅ AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG

Figur 22 viser de potentielle toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 1. Her ses igen at forbrænding af træaffaldet fører til de største miljøbesparelser. De økotoksiske og cancer-

humantoksiske miljøbelastninger skyldes udvaskning af kemiske stoffer fra slaggen som vejmateriale. Cancereffekten forårsages primært af krom VI. Den økotoksiske effekt forårsages primært af kobber, men også krom VI og zink. De toksiske miljøpåvirkninger er en faktor 10 mindre end de ikke-toksiske miljøpåvirkninger.



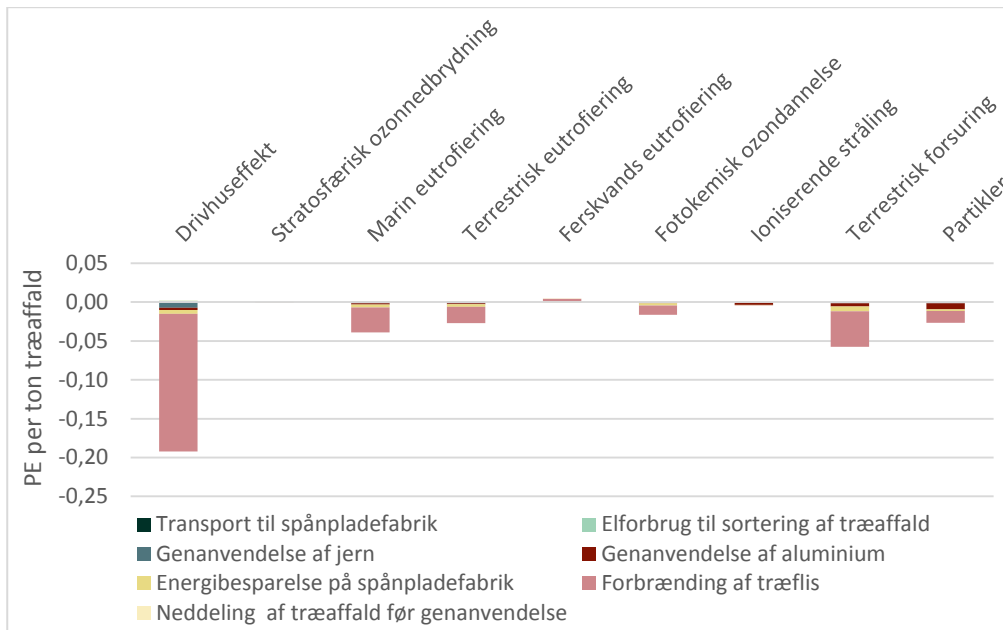
**FIGUR 22**  
POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR SCENARIO 1: ENERGIUDNYTTELSE PÅ AFFALDSFORBRÆNDINGSANLÆG

### 5.2.3 Scenarie 2

Miljøpåvirkningerne detaljeres i følgende delprocesser:

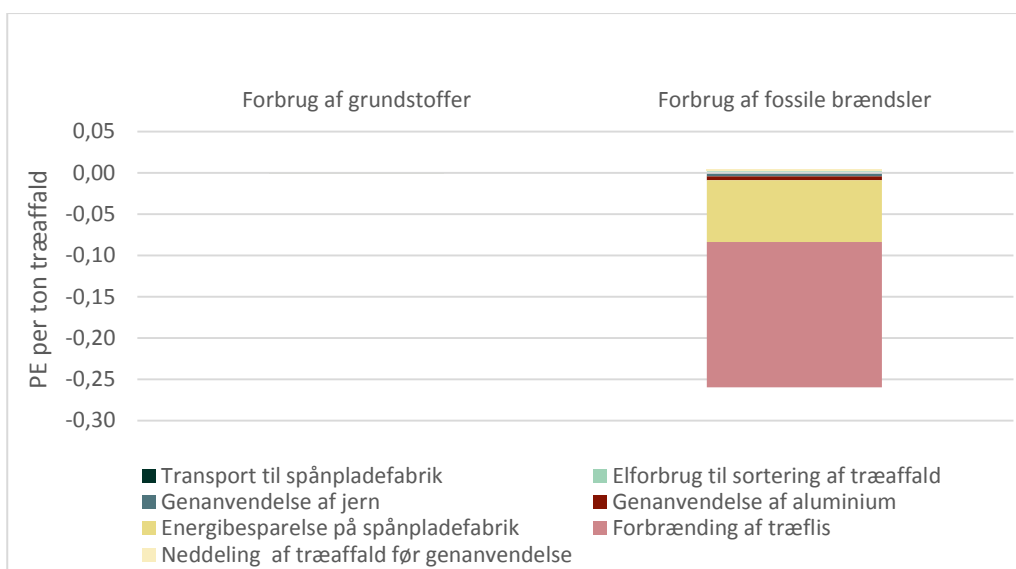
- Neddeling af træaffald før genanvendelse (dieselforbrug)
- Transport til spånpladefabrik
- Elforbrug til sortering af træaffald på spånpladefabrik
- Sparet el og varme ved undgået flishugning og tørring af jomfrueligt træ på spånpladefabrik
- Genanvendelse af jern (transport, omsmeltning og fortrængt primærproduktion)
- Genanvendelse af aluminium (transport, omsmeltning og fortrængt primærproduktion)
- Forbrænding af træflis på biomasseværk (inkl. substitueret marginal energi og deponeret bundaske)

Figur 23 viser de potentielle ikke-toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 2. Det ses tydeligt, at de største miljøbesparelser skyldes energiproduktionen på biomasseværket, da det resulterer i substitueret af marginal el og varme. Desuden ses et mindre udslag pga. besparelsen af el og varme til, når der anvendes træaffald frem for rundtræ på spånpladefabrikken. Endelig ses der miljøbesparelser pga. genanvendelsen af aluminium og, i mindre grad, jern. Genanvendelsesgraden af metaller er højere i scenarie 2 og 3 end scenarie 1, idet metallerne ikke først er gået igennem en forbrændingsproces som i scenarie 1. Det udslagsgivende kemiske stof i kategorien for drivhuseffekt er negativ udledning af fossil CO<sub>2</sub>. For kategorien forsyning er de udslagsgivende stoffer SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub>, hvilke udsætter jord, vand og luft for en syrepåvirkning når de eksponeres i miljøet.



**FIGUR 23**  
 POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR SCENARIO 2: GENANVENDELSE I DANSK SPÅNPLADEPRODUKTION

Figur 24 viser det potentielle forbrug af abiotiske ressourcer for processerne i scenarie 2. Det ses, at besparelserne i forbrug af fossile ressourcer skyldes substituering af marginal kulbaseret el og af olie, hvor sidstnævnte spares i spånpladeproduktionen pga. anvendelse af træaffald i stedet for rundtræ (som er vådere og kræver tørring). Besparelsen af olie kommer af antagelsen om at den marginale varmebesparelse ved brug af træaffald i stedet for rundtræ resulterer i besparelse af olie. Var den marginale brændsel til varmeproduktion på spånpladefabrikken biomasse frem for olie, ville varmebesparelsen ikke give udslag som besparelse af fossile ressourcer.



**FIGUR 24**  
 POTENTIELT FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR SCENARIO 2: GENANVENDELSE I DANSK SPÅNPLADEPRODUKTION

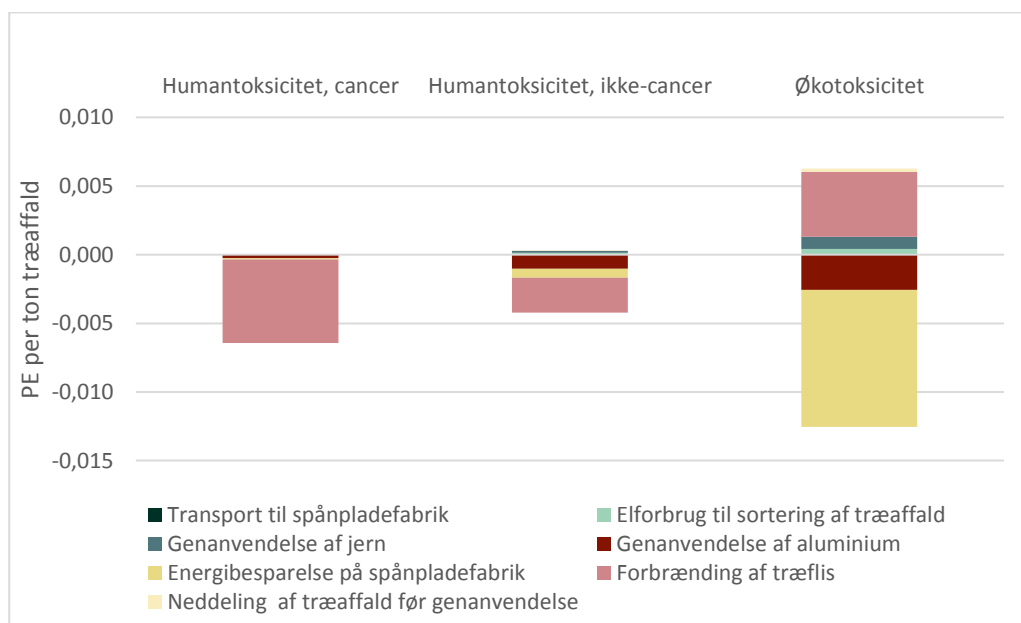
Figur 25 viser de potentielle toksiske miljøpåvirkninger for delprocesserne i scenarie 2. Figuren viser, at besparelsen af olie til varme, når træaffald erstatter rundtræ i spånpladefabrikken, fører til de primære besparelser af økotoksicitet pga. en undgået emission af vanadium til luft. Delprocessen, der fører til økotoksiske belastninger er energiproduktionen på biomasseværket (forårsaget af luftemission af vanadium). Deponering af bundasken bidrager med 0,0007 PE til økotoksicitet.

Med hensyn til ikke-cancereffekter forekommer besparelser pga. energiproduktionen på biomasseværk, som fortrænger den marginale energibrændsel, der er af fossil oprindelse. Det kemiske stof der forårsager miljøbesparelsen er kviksølv og dets undgåede emission til luft.

Med hensyn til cancereffekter forekommer også besparelser pga. energiproduktionen på biomasseværk, hvilket – som for ikke-cancereffekter – skyldes en undgået emission af kviksølv fra marginal elproduktion.

Genanvendelse af jern og aluminium bevirker miljøbesparelser pga. undgået udvinding af nye metaller.

Det bør gentages, at de toksiske karakteriseringsfaktorer er behæftet med en relativt høj usikkerhed og bør vægtes lavere end de ikke-toksiske resultater (Rosenbaum et al. 2008).



**FIGUR 25**  
 POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR SCENARIO 2: GENANVENDELSE I DANSK SPÅNPLADEPRODUKTION

#### 5.2.4 Scenarie 3

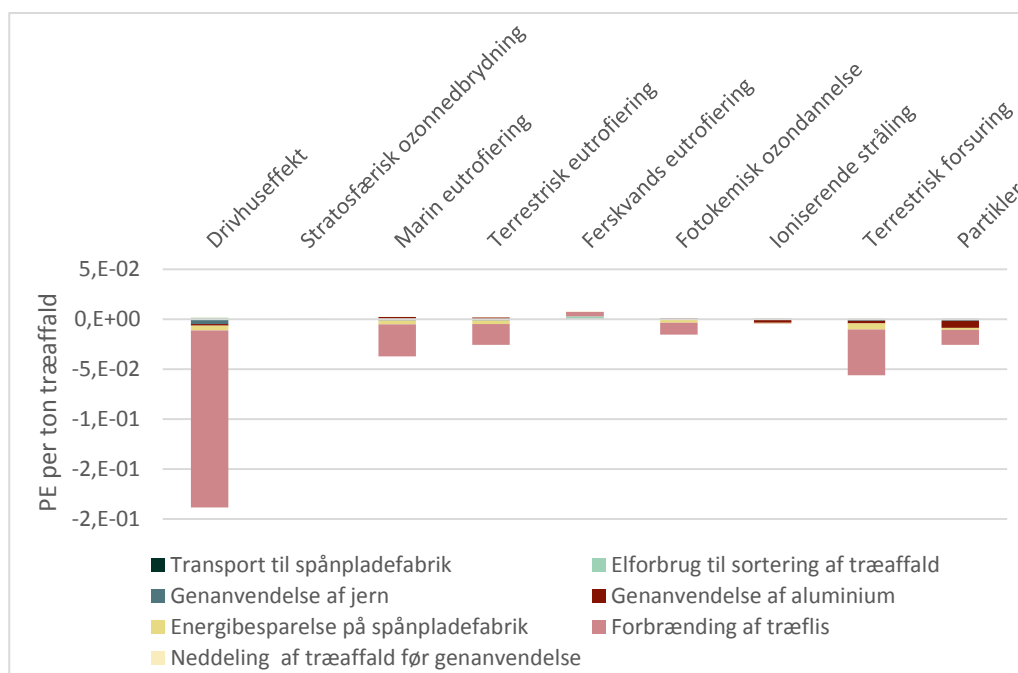
Som for delprocesserne i scenarie 2 detaljeres miljøpåvirkningerne i følgende delprocesser:

- Neddeling af træaffald før genanvendelse (dieselforbrug)
- Transport til spånpladefabrik
- Elforbrug til sortering af træaffald på spånpladefabrik
- Sparet el og varme ved undgået flishugning og tørring af jomfrueligt træ på spånpladefabrik
- Genanvendelse af jern (transport, omsmeltnings og fortrængt primærproduktion)
- Genanvendelse af aluminium (transport, omsmeltnings og fortrængt primærproduktion)

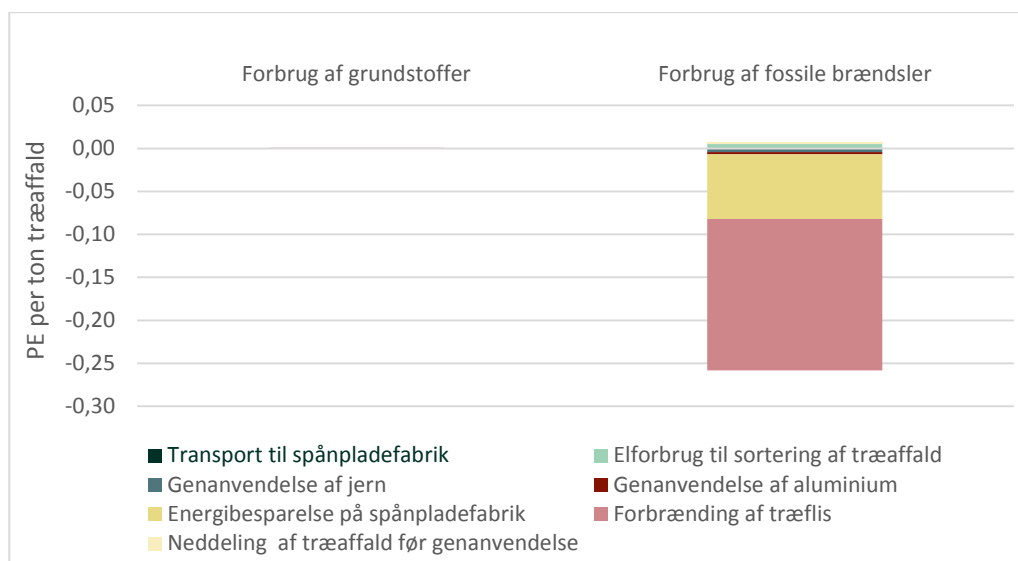
- Forbrænding af træflis på biomasseværk (inkl. substitueret marginal energi og deponeret bundaske)

Figur 26, Figur 27 og Figur 28 viser resultaterne mhp. de tre typer påvirkningskategorier. Disse tre figurer viser stor lighed med figurerne i afsnit 5.2.3 for scenarie 2 ovenfor. Det ses dermed også i scenarie 3, at 1) de ikke-toksiske miljøbesparelser primært skyldes energiproduktionen med biomasse og fortrængning af marginal energi, 2) besparelsen af fossile ressourcer skyldes fortrængningen af marginal elektricitet og besparelsen af olie til varme ved undgået tørring af rundtræ i spånpladeproduktionen, 3) de toksiske miljøbesparelser skyldes besparelsen af olie til varme i spånpladeproduktionen (undgået luftemission af vanadium) og fortrængt marginal elproduktion (undgået luftemission af kviksølv), og de toksiske miljøbelastninger skyldes energiproduktionen med substitueret rundtræ på biomasseværk (luftemission af vanadium) samt nyttiggørelse af slagge fra biomasseværk (udvaskning af krom VI).

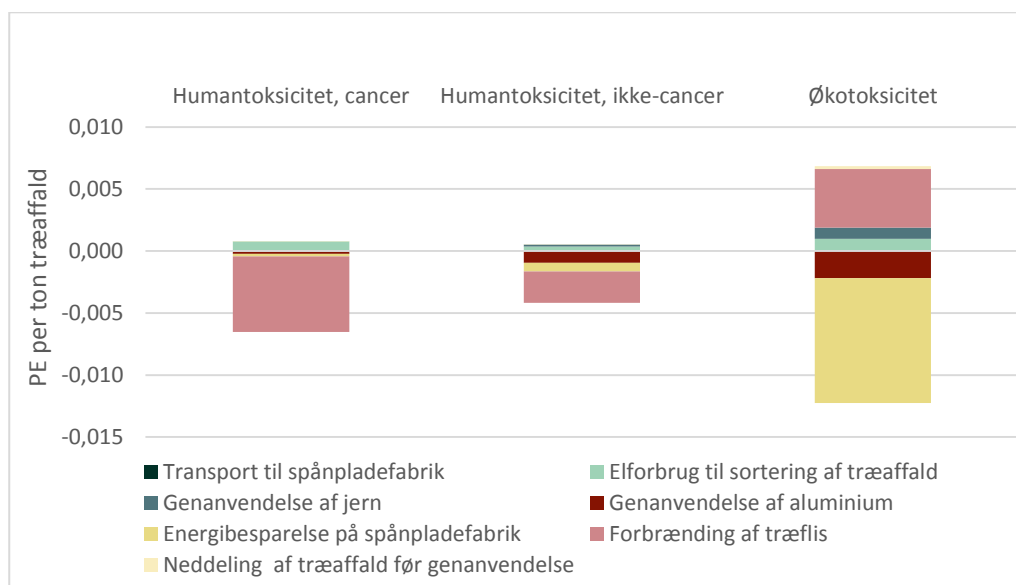
Det ses at den længere transportdistance til Tyskland ikke har afgørende indflydelse på de samlede potentielle miljøpåvirkninger, og er derfor ikke udslagsgivende for om scenarie 2 eller 3 er mere miljøvenligt. Eksporteres dansk træaffald til længere afstande end det nordlige Tyskland vil transport formentlig få en større betydning.



**FIGUR 26**  
 POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR SCENARIO 3: GENANVENDELSE I TYSK SPÅNPLADEPRODUKTION



**FIGUR 27**  
 POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR SCENARIO 3: GENANVENDELSE I TYSK SPÅNPLADEPRODUKTION



**FIGUR 28**  
 POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD FOR SCENARIO 3: GENANVENDELSE I TYSK SPÅNPLADEPRODUKTION

### 5.2.5 Konklusioner omkring potentielle miljøpåvirkninger på procesniveau

Ved at kigge på bidragene til miljøbesparelser og –belastninger er følgende konklusioner fundet.

#### Konklusioner for scenarie 1 (energiudnyttelse af træaffald på affaldsforbrændingsanlæg):

- De største miljøbesparelser kommer af energiudnyttelse af træaffaldet
- Der forekommer potentielle miljøbesparelser i de fleste ikke-toksiske kategorier. Udslagsgivende stoffer er fossil CO<sub>2</sub> (drivhuseffekt), partikler imellem 2,5 og 10



mikrometer (partikelforurening), NO<sub>x</sub> (fotokemisk ozon/smog) samt SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> (forsuring).

- Der forekommer potentielle besparelser af fossil ressourceforbrug pga. substituering af marginal elbrændsel.
- De toksiske miljøpåvirkninger er små, omtrent en faktor 10 mindre end de ikke-toksiske kategorier.

#### Konklusioner for scenarie 2 og 3 (genanvendelse af træaffald i spånpladeproduktionen):

- De største miljøbesparelser kommer af produktion af energi med træflisen, der er frigivet ved anvendelse af træaffald i spånpladeproduktionen. Den producerede energi erstatter en tilsvarende mængde marginal energi.
- Der forekommer potentielle miljøbesparelser i de fleste ikke-toksiske påvirkningskategorier. Udslagsgivende stoffer er fossil CO<sub>2</sub> (drivhuseffekt) samt SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> (forsuring).
- Der forekommer potentielle besparelser i form af undgået forbrug af kul og olie. Besparelsen af olie skyldes undgået tørring af rundtræ på spånpladefabrikken, når træaffald anvendes.
- De toksiske miljøpåvirkninger er små, omtrent en faktor 10 mindre end de ikke-toksiske kategorier.

Ud fra detaljeringen i delprocesser kan det udledes, at parametre med indflydelse på LCA'ens resultater er anlæggenes virkningsgrader, de marginale energibrændsler og energibesparelsen ved anvendelse af træaffald frem for jomfrueligt træ i spånpladeproduktionen.

# 6. Følsomhedsanalyser

Nærværende LCA er baseret på nogle forudsætninger, estimater og forudsigelser om fremtidig produktion af energi. Disse valg er truffet på basis af bedst mulige tilgængelige data og information om teknologier og praksis, men er af natur behæftet med usikkerheder. For at teste resultaternes robusthed over for de iboende usikkerheder i forudsætningerne gennemføres en række følsomhedsanalyser, der har til formål at dokumentere robustheden af LCA'ens overordnede konklusioner og scenariernes indbyrdes rangering inden for hver påvirkningskategori. Derudover kan analysernes resultater også bruges til at indikere, hvilke optimeringstiltag af de enkelte scenarier der vil have de største miljømæssige effekter.

## 6.1 Udvalgelse af følsomhedsanalyser

Delkonklusionerne i foregående resultatafsnit identificerer væsentlige antagelser/forudsætninger som denne LCA bygger på, samt hvilke parametre der har størst indflydelse på resultaterne. På basis af disse fund er det valgt at foretage følgende følsomhedsanalyser:

- Ændring af brændsel for marginal elteknologi: ren kul, ren naturgas, ren vind
- Ændring af brændsel for marginal varmeteknologi: specifikt varmeopland
- Virkningsgrad for varmeproduktion uden røggaskondensering på biomassefyret kraftvarmeværk
- Biomasse er ikke en begrænset ressource

Det følgende giver en beskrivelse af de valgte følsomhedsanalyser.

### **Ændring af marginal elbrændsel: ren kul, ren naturgas, ren vind**

Denne følsomhedsanalyse ser på betydningen af at ændre det bagvedliggende energisystem i form af antagelser om teknologien, som benyttes til fremstilling af marginal elektricitet. I basisscenerierne blev alle processer og teknologier modelleret med en kulbaseret marginal elproduktion frem til 2020 og en marginal elproduktion baseret på 50 % kulkraft og 50 % vindkraft frem til 2030. Der udføres en følsomhedsanalyse med en ren kulkraftbaseret marginal el, ren vindkraftbaseret marginal el og ren naturgasbaseret marginal el. Således undersøges en ren fossil og ren vedvarende kilde til elektricitet samt naturgas, der er et fossilt brændsel, men med en lavere emissionskoefficient af fossil CO<sub>2</sub> end kul.

### **Ændring af marginal varmebrændsel til et specifikt varmeopland**

I basisscenerierne valgtes en gennemsnitlig marginal fjernvarme fordi det ofte er vanskeligt at angive en generel teknologi for marginal fjernvarmeproduktion, da denne afhænger af udformningen af det lokale fjernvarmenet. Der valgtes gennemsnitlig dansk fjernvarme i basisscenerierne, imens der vælges en ren naturgasfyret fjernvarme i følsomhedsanalysen. Naturgas er valgt fordi det kan være et realistisk brændsel til fremtidig varmeproduktion og fordi det forekommer i varmeoplande i dag.

### Virkningsgrad for varmeproduktion på biomassefyret kraftvarmeværk

I basisscenerierne er der anvendt en virkningsgrad fra Energistyrelsen (2012) på 77 %, hvilket repræsenterer et biomasseværk med kondensering af røggassen. Kilden angiver en virkningsgrad på 64 % for biomasseværker uden røggaskondensering. I basisscenerierne modelleredes et moderne biomasseværk, hvorfor der blev antaget røggaskondensering i basisscenerierne; betydningen af denne antagelse undersøges i en følsomhedsanalyse.

### Biomasse er ikke begrænset

En væsentlig underliggende antagelse i LCA'en er antagelsen om at biomasse er en begrænset ressource. Antagelsen vurderes at være gyldig, men det skal undersøges hvilken betydning antagelsen har på rangeringen af scenarie 2 og 3, hvor genanvendelse forekommer. Derfor foretages en følsomhedsanalyse, hvor biomasse ikke er begrænset. I praksis betyder dette, at genanvendelse af træaffald ikke fører til energiproduktion med den jomfruelige biomasse som ikke længere anvendes i spånpladeproduktionen. Hermed findes der kun fortrængning af marginal energi sted i scenarie 1, hvor energiudnyttelse af træaffaldet forekommer.

Tabel 20 giver en opsummering af hvilke forudsætninger der er anvendt i basisscenerierne og hvad der antages i følsomhedsanalyserne.

**TABEL 20**  
FORUDSÆTNINGER FOR FØLSOMHEDSANALYSER

Følsomhedsanalyser	Modellering i basisscenerier	Ændringer i forhold til basisscenerier
Marginal el	Ren kul frem til 2020 Kul/vind (50:50) efter 2020	Ren kul Ren vind Ren naturgas
Marginal varme	Dansk gennemsnit	Ren naturgas
Virkningsgrad for varmeproduktion på biomassefyret kraftvarmeværk	77 % (med røggaskondensering)	64 % (uden røggaskondensering)
Antagelse om biomasse	Begrænset	Ikke begrænset

## 6.2 Resultater

De følgende resultater fra følsomhedsanalyserne er vist på grafer med de samlede potentielle miljøpåvirkninger fra scenarie 1, 2 og 3. Scenarie 0 er udeladt i følsomhedsanalysen idet det ønskes at undersøge robustheden af rangordenen imellem de "rene" behandlingsscenarier. I fortolkningen af følsomhedsanalysen fokuseres på om rangordenen imellem scenarierne ændrer sig.

### 6.2.1 Ændring af marginal el- og varmebrændsel

De toksiske kategorier påvirkes kun i ringe grad af ændringer i energisystemet, hvorfor kun graferne med de ikke-toksiske påvirkningskategorier vises nedenfor. Graferne med toksiske påvirkninger er vist i Bilag 4. Tabel 21 viser de anvendte databaseprocesser i denne følsomhedsanalyse.

TABEL 21

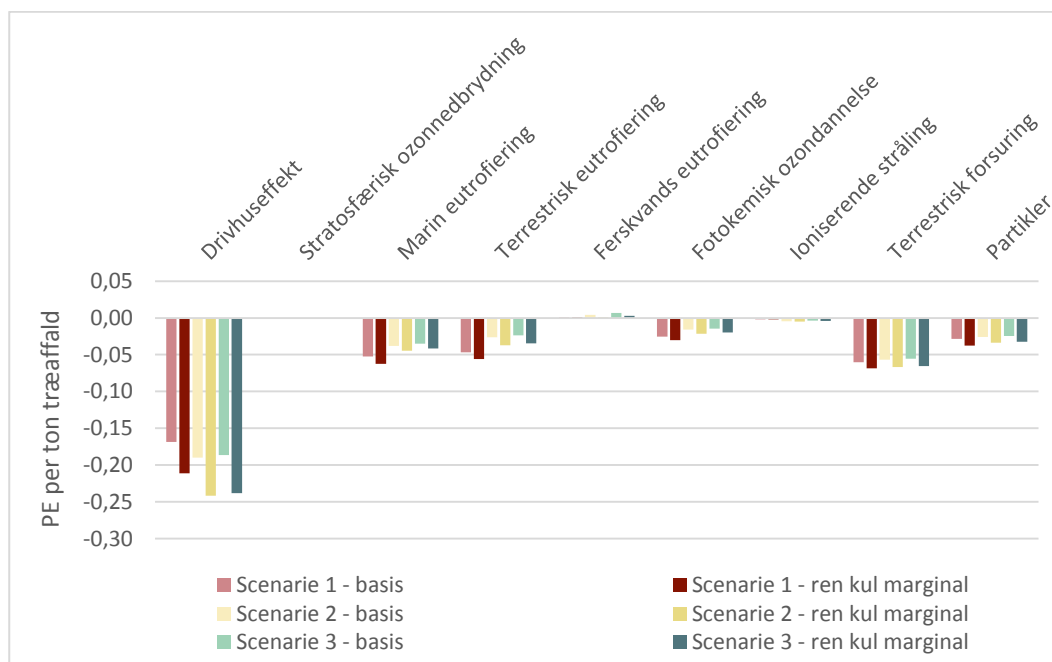
ANVENDTE DATABASEPROCESSENER I FØLSOMHEDSANALYSEN OM ÆNDRING AF MARGINALE ENERGIBRÆNDSLER

Proces	Procesnavn	Database, år, land
Ren kul som elmarginal	Marginal electricity consumption, incl. fuel production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, 2006	EASETECH, 2006, DK
Ren vind som elmarginal	Electricity, at offshore wind park, 7,52 MW, DK	Ecoinvent, NEEDS 2005, DK
Ren naturgas som elmarginal	Electricity, natural gas, at combined cycle plant, 500MWe, RER	Ecoinvent, NEEDS 2005, DK
Ren naturgas som fjernvarmemarginal	Heat production, natural gas, at boiler condensing modulating, > 100 kW	Ecoinvent, 2000-2014, EU

### 6.2.1.1 Marginal el: ren kul

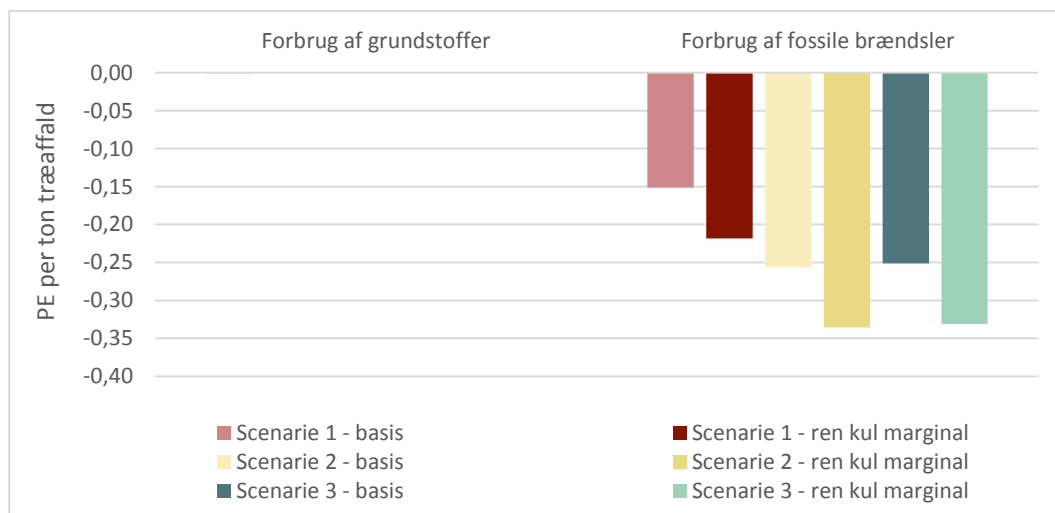
Resultaterne fra scenarierne i LCA'en (betegnet "basis") og resultaterne efter ændring af marginal el (betegnet "ren kul") for de ikke-toksiske kategorier er vist i Figur 29. Det ses, at rangordenen imellem scenarierne ikke ændrer sig i nogen af kategorierne, når den marginale el er ren kul. Miljøbesparelserne er blot større, idet der spares mere fossilt CO<sub>2</sub> ved fortrængning af en elmarginal af ren kul i stedet for mikset mellem kul og vind i basisscenerierne.

Figur 30 viser resultaterne for forbruget af ressourcer. Samme tendens ses som i Figur 29, nemlig at rangordenen imellem scenarierne er uændrede, men at miljøbesparelsen er større end i basisscenerierne. Således giver scenarie 2 og 3 – genanvendelse – større miljøbesparelser end scenarie 1, forbrænding.



FIGUR 29

SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER

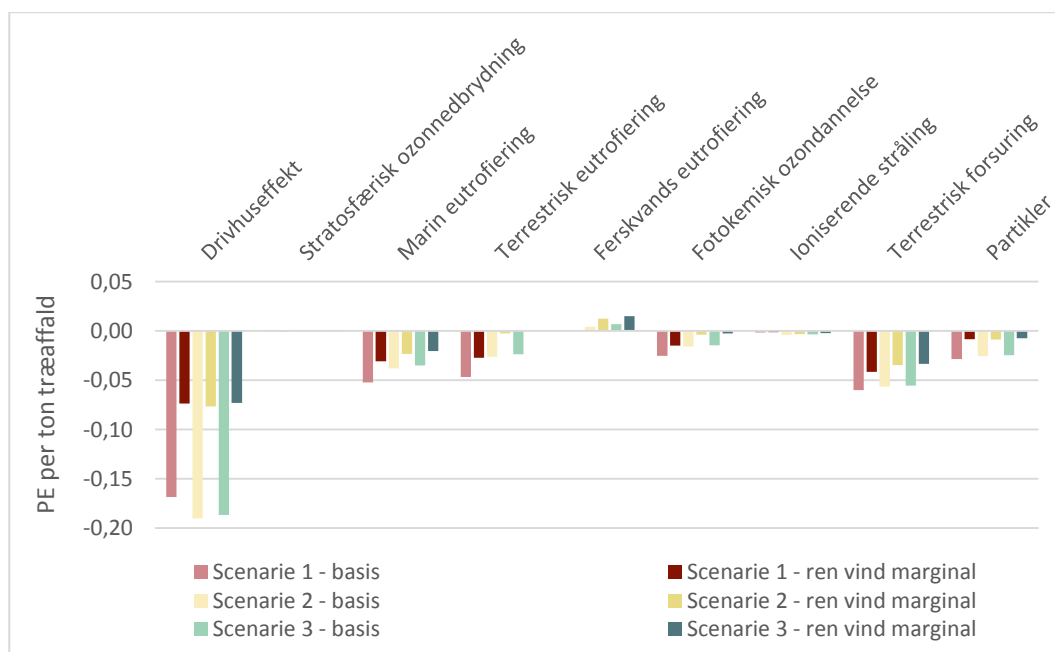


**FIGUR 30**  
SCENARIERNES POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN KUL SOM MARGINAL EL

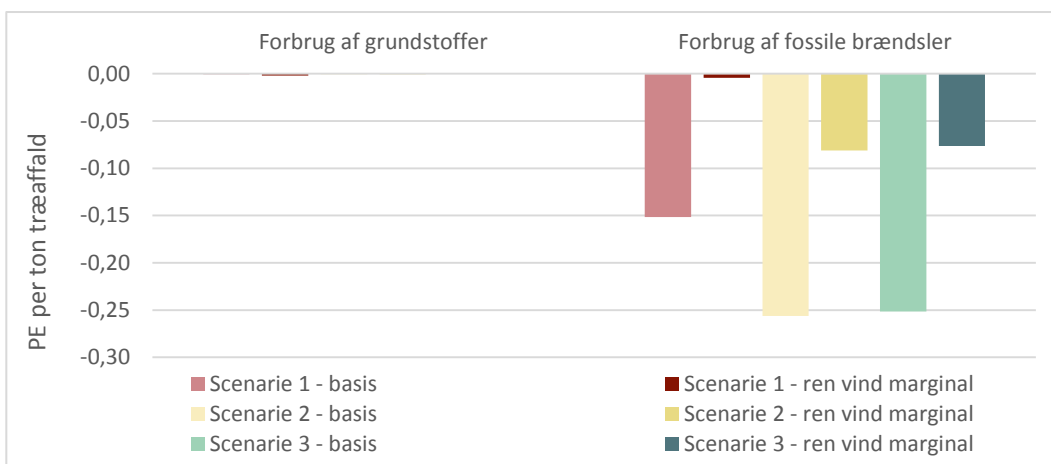
### 6.2.1.2 Marginal el: ren vind

Figur 31 viser resultaterne, for de ikke-toksiske kategorier, af at ændre elmarginalen til ren vind. Det ses, at miljøbesparelserne er tydeligt mindre end i basisscenerierne, men at rangordenen imellem scenarierne er uændrede i alle kategorier. At der stadig er miljøbesparelser i kategorien for drivhuseffekt skyldes primært fortrængningen af gennemsnitlig fjernvarme, som indeholder fossil naturgas.

Kigges der på forbruget af fossile ressourcer i Figur 32 ses at også her er miljøbesparelsen reduceret, men rangordenen imellem scenarierne forbliver den samme.



**FIGUR 31**  
SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN VIND SOM MARGINAL EL

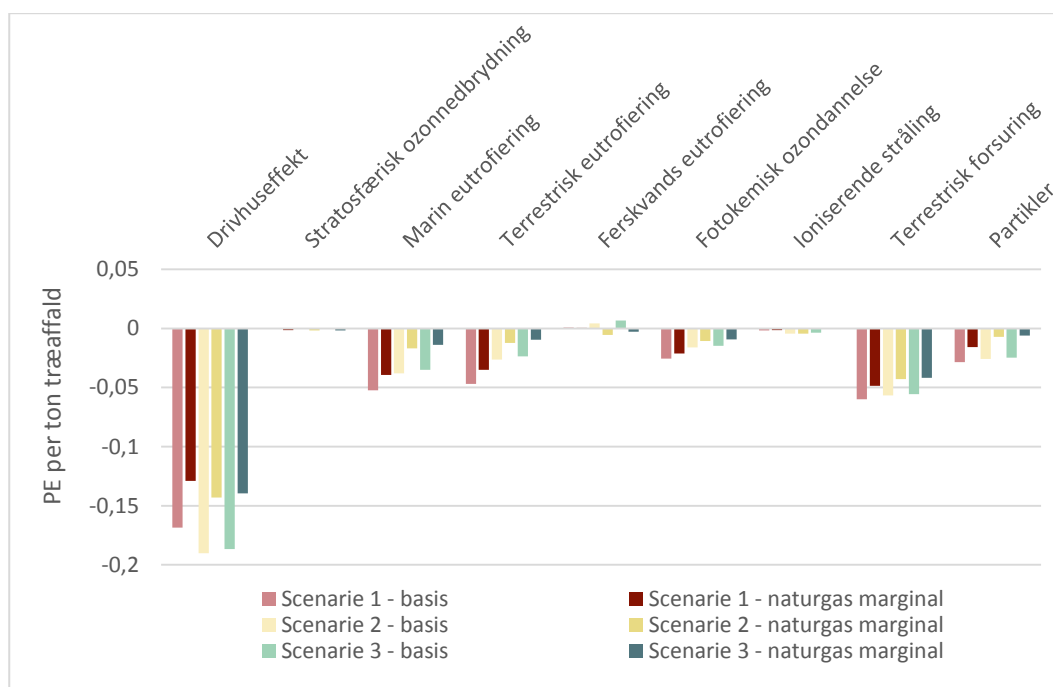


**FIGUR 32**  
SCENARIERNES POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN VIND SOM MARGINAL EL

### 6.2.1.3 Marginal el: ren naturgas

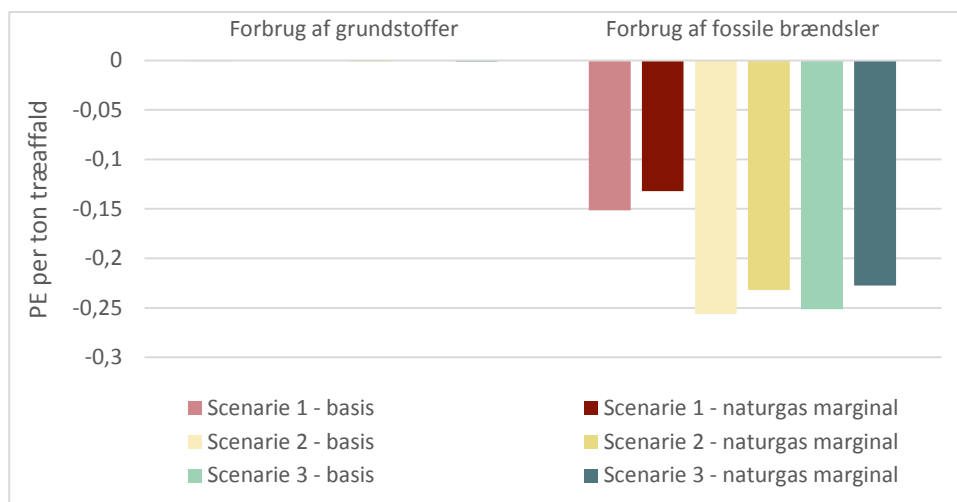
Figur 33 viser resultaterne, for de ikke-toksiske kategorier, af at ændre den marginale el til ren naturgas. Det ses tydeligt, at miljøbesparelserne reduceres i absolut forstand, men rangordenen imellem scenarierne er uændrede (undtagen i kategorien for terrestrisk forsurening). Miljøbesparelserne er lavere end i basisscenarierne, idet der fortrænges mindre fossil CO<sub>2</sub> ved fortrængning af naturgas end ved fortrængning af en kulbaseret marginal.

Kigges på forbruget af fossile ressourcer i Figur 34 ses, at ressourcebesparelsen er lavere end i basisscenarierne, men at rangordenen imellem scenarierne er uændret.



**FIGUR 33**

SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN NATURGAS SOM MARGINAL EL

**FIGUR 34**

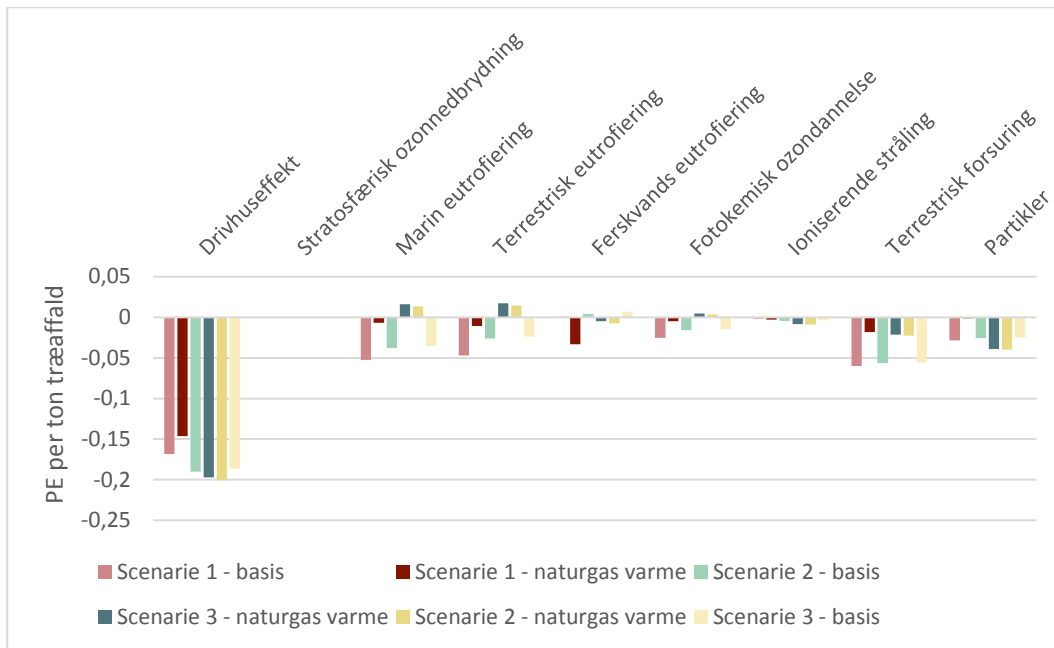
SCENARIERNES POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN NATURGAS SOM MARGINAL EL

#### 6.2.1.4 Marginal fjernvarme: ren naturgas

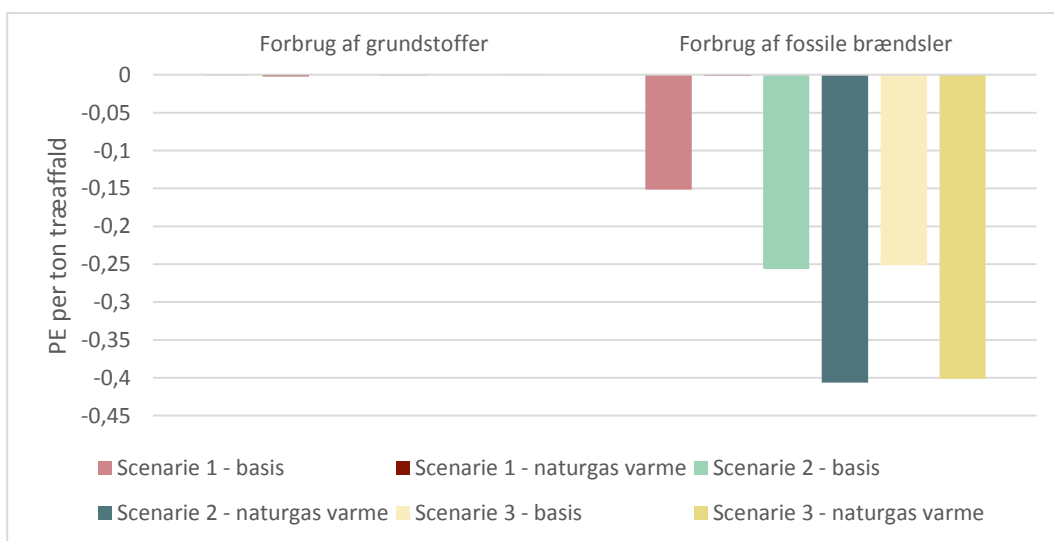
Figur 35 viser, resultaterne, for de ikke-toksiske kategorier, af at ændre den marginale varme til ren naturgas. Det ses, at for kategorien "drivhuseffekt" er miljøbesparelserne større end i basisscenerierne, hvilket skyldes at fortrængning af ren naturgas giver anledning til fortrængning af mere fossil CO<sub>2</sub> end fortrængning af gennemsnitlig fjernvarme, som består en blanding af naturgas og andre brændsler.

Kigges på de andre ikke-toksiske kategorier ses, at der ikke er nogen entydig tendens til om miljøbesparelserne er større eller mindre end i basisscenerierne, men rangordenen imellem scenarierne vurderes generelt at være uændrede.

Kigges på forbruget af fossile ressourcer på Figur 36 ses som forventet en større miljøbesparelse end i basisscenerierne som følge af fortrængning af en mere fossil marginal fjernvarme. Rangordenen imellem scenarier er uændret.



**FIGUR 35**  
SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN NATURGAS SOM MARGINAL VARME



**FIGUR 36**  
SCENARIERNES POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN NATURGAS SOM MARGINAL VARME

### 6.2.2 Virkningsgrad for varme på biomassefyret kraftvarmeværk: 64 %

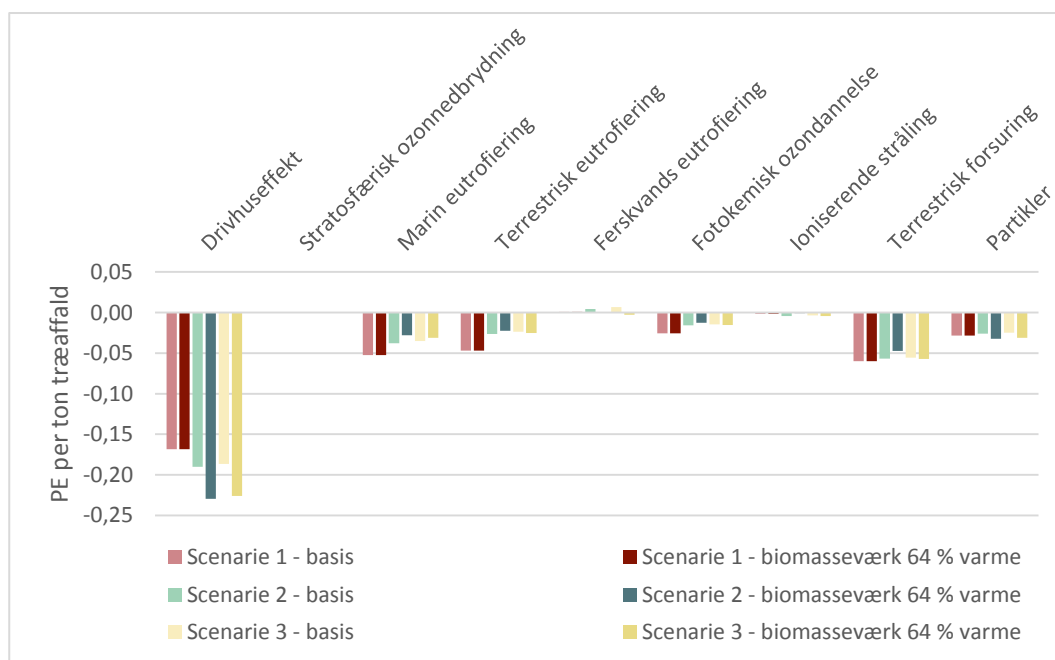
Figur 37 viser resultaterne, for de ikke-toksiske kategorier, af at reducere virkningsgraden for varmeproduktion på det biomassefyrede kraftvarmeværk fra 77 % til 64 %. Biomasseværkets effektivitet af varmeproduktion er nu lavere end affaldsforbrændingsanlæggets, som er 73 % i LCA'en.



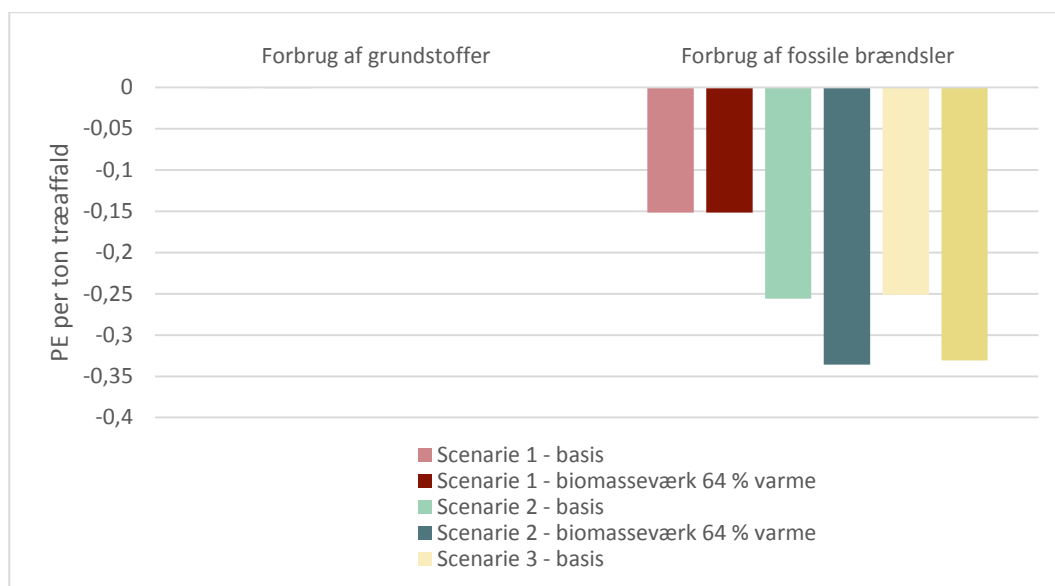
Kigges på scenarie 2 og 3 ses, som forventet, at miljøbesparelserne er en smule lavere end i basisscenerierne, hvilket skyldes at biomasseværket ikke fortrænger en lige så høj grad af marginal fjernvarme. Scenarie 1 er numerisk ens i basisscenerier og følsomhedsanalyse, idet scenarie 1 ikke berøres af at ændre på biomasseværkets virkningsgrad.

På trods af at varmeeffektiviteten er højest for affaldsforbrændingsanlægget udviser scenarie 2 og 3 stadig større miljøbesparelser i kategorien for drivhuseffekt. Dette skyldes, at biomasseværket stadigvæk har en højere virkningsgrad mht. produktion af elektricitet. Kigges der på de andre ikke-toksiske kategorier ses, at rangordenen er uændret for kategorierne for ioniserende stråling, terrestrisk forsuring og partikler, men at rangordenen er ændret for marin og terrestrisk eutrofiering samt fotokemisk ozondannelse. I sidstnævnte tre kategorier udviser scenarie 1 nu de største miljøbesparelser. Der bør dog tages forbehold for at forskellene imellem scenarierne formentlig er så små, at de ikke er signifikante.

Kigges på forbruget af fossile ressourcer i Figur 38, ses at forskellen imellem følsomhedsanalyse og basisscenerier er yderst begrænset. Heraf kan det afledes, at fortrængningen af kulbaseret marginal el (som her er uændret fra basisscenerierne) har en signifikant betydning for resultaterne i basisscenerierne.



**FIGUR 37**  
SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: 64 % VIRKNINGSGRAD FOR VARMEPRODUKTION PÅ BIOMASSEVÆRK



**FIGUR 38**  
SCENARIERNES POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: 64 % VIRKNINGSGRAD FOR VARMEPRODUKTION PÅ BIOMASSEVÆRK

### 6.2.3 Biomasse er ikke begrænset

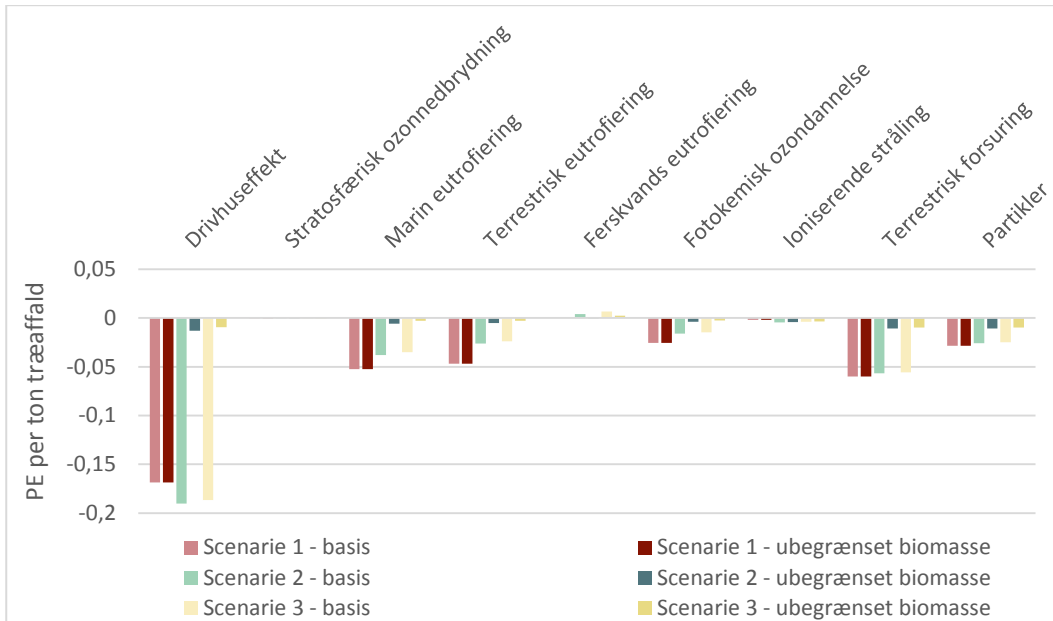
I denne følsomhedsanalyse undersøges betydningen af LCA'ens underliggende antagelse om, at biomasse er begrænset. Da denne antagelse vil kunne influere alle påvirkningskategorier vises også resultaterne for de toksiske kategorier.

Figur 39 viser resultatet af følsomhedsanalysen for de ikke-toksiske kategorier. Det ses at de ikke-toksiske kategorier ikke er robuste, når antagelsen om begrænset biomasse er udeladt. Scenarie 1 udviser nu de største miljøbesparelser i alle kategorier, hvilket betyder at forbrænding af træaffaldet er det fordelagtige behandlingsscenarie hvis biomasse ikke er begrænset. Når biomasse ikke er begrænset medfører genanvendelse ikke længere, at det frigjorte jomfruelige træ bruges til energiproduktion, som erstatter marginal el og varme. Effekterne af at jomfrueligt træ bliver eventuelt vil blive stående i skoven, når biomasse ikke er begrænset, er ikke vurderet i nærværende LCA, men positive effekter kunne forekomme.

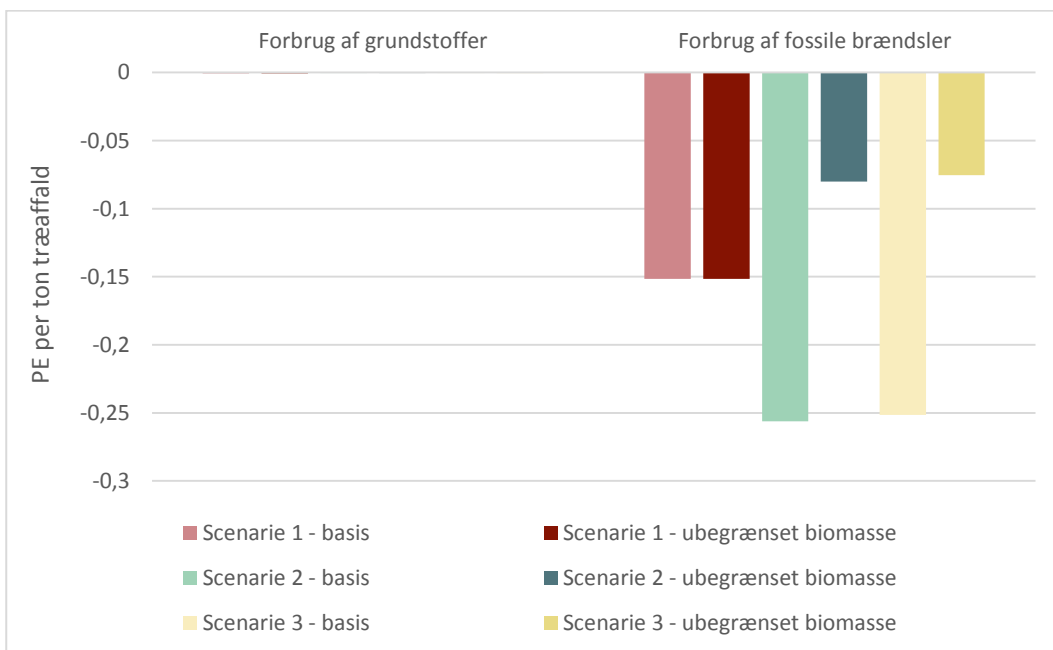
Kigges der på forbruget af fossile ressourcer i Figur 40 ses, at rangordenen har ændret sig, idet miljøbesparelser er reducerede i scenarie 2 og 3. Scenarie 2 og 3 udviser dog stadig en besparelse af fossile ressourcer, hvilket skyldes besparelsen af olie, når træaffald substituerer rundtræ i spånpladeproduktionen.

For de ikke-toksiske kategorier kan det konkluderes at forbrænding af træaffald medfører større miljøbesparelser end genanvendelse af træaffald, hvis biomasse ikke er en begrænset ressource.

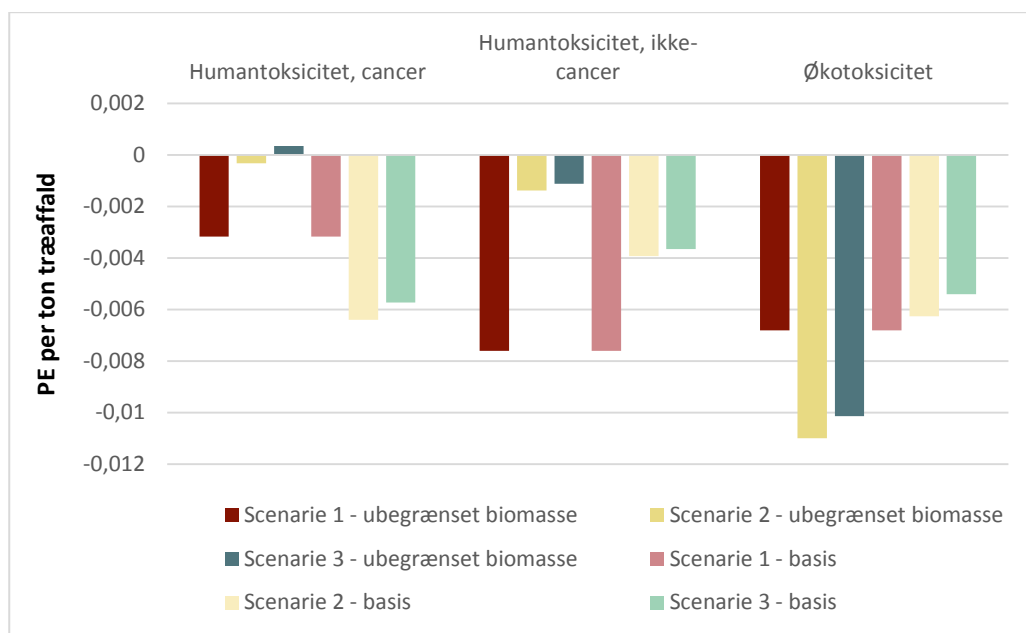
Med hensyn til de toksiske kategorier ses på Figur 40, at miljøbesparelserne i scenarie 2 og 3 er større end i scenarie 1, hvilket ikke er tilfældet i basisscenerierne. Dette skyldes at miljøbelastningen fra forbrænding af træflis og deponering af bundaske er udeladte her.



**FIGUR 39**  
SCENARIERNES POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: BIOMASSE ER IKKE BEGRÆNSET



**FIGUR 40**  
SCENARIERNES POTENTIELLE FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: BIOMASSE ER IKKE BEGRÆNSET



**FIGUR 41**  
SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER MÅLT I PERSONÆKVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: BIOMASSE ER IKKE BEGRÆNSET

### 6.3 Konklusion på baggrund af følsomhedsanalyser

Gennem følsomhedsanalyserne er LCA'ens robusthed over for ændringer i udvalgte forudsætninger blevet belyst. Med robusthed menes, om scenariernes indbyrdes rangering ændrede sig som følge af ændring af forudsætningerne. Det følgende opsummerer konklusionerne fra følsomhedsanalysen:

- Når marginal el blev ændret til ren kul forblev rangordenen imellem scenarierne uændret i de ikke-toksiske påvirkningskategorier og mht. forbruget af abiotiske ressourcer. Der opnåedes en større miljøbesparelse i kategorien for drivhuseffekt og en større besparelse af fossile brændsler.
- Når marginal el blev ændret til ren vind forblev rangordenen imellem scenarierne uændret i de ikke-toksiske påvirkningskategorier og mht. forbruget af abiotiske ressourcer. De absolutte miljøbesparelser ved substituering af marginal el er tydeligt reduceret.
- Når marginal el blev ændret til ren naturgas forblev rangordenen imellem scenarierne uændret i de ikke-toksiske påvirkningskategorier og mht. forbruget af abiotiske ressourcer. De energirelaterede miljøbesparelser er reduceret, da den marginale el indeholder mindre fossil kulstof end i basisscenarierne.
- Når marginal varme ændredes til ren naturgas er rangordenen imellem scenarierne generelt uændret. Det ses, at besparelsen i drivhuseffekt er større end i basisscenarierne, hvilket skyldes at ren naturgas er "mere fossil" end gennemsnitlig fjernvarme.
- Når virkningsgraden for varmeproduktion på biomassefyret kraftvarmeværk ændres fra 77 % til 64 % fortrængte biomasseværket mindre marginal varme end affaldsforbrændingsanlægget. Alligevel udviser genanvendelse stadig større energirelaterede miljøbesparelser, grundet biomasseværkets højere elvirkningsgrad. Rangordenen imellem scenarierne er generelt uændret.
- Er biomasse ikke begrænset, ændres rangordenen imellem genanvendelse og forbrænding af træaffald. Når biomasse ikke er begrænset vil genanvendelse af træaffald ikke føre til energiproduktion med rundtræ, som fortrænger marginal el. Fortrængning af marginal el finder da kun sted i scenarie 1, hvor træaffaldet forbrændes. Dette medfører, at scenarie 1 generelt udviser de største miljøbesparelser i de ikke-toksiske kategorier.

# 7. Konklusioner

De potentielle miljøpåvirkninger i en række ikke-toksiske og toksiske kategorier samt kategorier for ressourceforbrug blev vurderet for fire forskellige scenarier for behandling af træaffald: Energiudnyttelse af træaffald i et affaldsforbrændingsanlæg (scenarie 1), genanvendelse af træaffald på spånpladefabrik i Danmark (scenarie 2) og genanvendelse af træaffald på spånpladefabrik i Tyskland (scenarie 3) og den nuværende affaldshåndtering (scenarie 0, en kombination af genanvendelse og energiudnyttelse).

Konklusionerne bygger på nogle væsentlige forudsætninger og antagelser foretaget i LCA'en. En underliggende antagelse er, at biomasse er begrænset. Denne antagelse er afgørende for miljøpåvirkningerne fra genanvendelse af træaffald, idet den betyder, at når træaffald erstatter jomfrueligt træ i spånpladeproduktionen frigives jomfrueligt træbrændsel til energiproduktion på et biomassefyret kraftvarmeværk, som erstatter marginal energi. Således fører både energiudnyttelse og genanvendelse af træaffald til fortrængning af marginal el og varme. Som energimarginaler er der antaget en kulbaseret kilde til elektricitet frem til år 2020 og 50 % kulkraft/50 % vindkraft efter år 2020. Der er indsamlet produktionstal fra den danske spånpladeproducent Novopan Træindustri A/S. Det er antaget, at indsamlet data fra den danske spånpladeproduktion er repræsentativ for tysk spånpladeproduktion, idet det kan forventes at den tyske og danske spånpladeproduktion ligger på nogenlunde samme teknologiske niveau.

Overordnet kan det konkluderes, at forskellen imellem miljøpåvirkningerne fra genanvendelse versus forbrænding af træaffald er begrænsede. Genanvendelse af træaffald medfører dog større miljøbesparelser end forbrænding af træaffald i flere miljøpåvirkningskategorier, mest tydeligt drivhuseffekt og forbrug af fossile ressourcer. Forbrænding af træaffald medfører også miljøbesparelser mhp. drivhuseffekt og forbrug af fossile ressourcer, men mindre end genanvendelse; besparelsen i CO<sub>2</sub>-emissioner er cirka 12 % mindre ved affaldsforbrænding end ved genanvendelse af træaffald (0,17 PE mod 0,19 PE). Den primære årsag til miljøbesparelserne er substituering af marginal energi, men årsagen til rangordenen – hvor genanvendelse klarer sig bedst - er at produktionen af energi på biomassefyrede kraftvarmeværk er antaget at være mere effektiv sammenlignet med affaldsforbrændingsanlæg. Derfor fortrænges mere marginal energi i scenarierne med genanvendelse sammenlignet med scenariet med forbrænding. Så længe den marginale energi er kulbaseret er effektiviteten af anlæggenes energiproduktion afgørende for omfanget af miljøgevinsten ved forbrænding versus genanvendelse af træaffald, men ikke for rangordenen (som er styret af anlæggenes energieffektivitet).

Med hensyn til de toksiske påvirkninger udviser alle behandlingsscenarier negative miljøpåvirkninger. Det skal dog nævnes, at de toksiske resultater er behæftet med en relativ høj usikkerhed, hvormed de bør vægtes lavere end de ikke-toksiske resultater.

Udførte følsomhedsanalyser belyser, at disse overordnede konklusioner er robuste over for valg af marginale el- og varmekilder samt en mindre effektiv varmeproduktion på det biomassefyrede kraftvarmeværk. De overordnede konklusioner er ikke robuste over for den underliggende antagelse om begrænset biomasse; er biomasse ikke en begrænset ressource vil energiudnyttelse af træaffaldet føre til de største miljøbesparelser i alle de ikke-toksiske kategorier.

Konklusionerne af nærværende LCA kan perspektiveres til overvejelser omkring en funktionel enhed der hedder "produktion af et ton spånplader" eller "produktionen af 1 kW bioenergi", med

fokus på om det er mest effektivt at producere spånplader henholdsvis energi med træaffald eller jomfrueligt træ. Nærværende LCA anvender som bekendt en funktionel enhed for behandlingen af et ton træaffald, og der er dermed ikke udført specifikke beregninger til at foretage denne vurdering af effektivitet. Resultaterne fra LCA'en peger dog på, at det er mere effektivt at anvende træaffald i spånpladeproduktionen, idet energibesparelsen ved anvendelse af træaffald er større end energiforbruget i spånpladeproduktionen. På samme måde peger LCA'en på, at det er mere effektivt at anvende jomfrueligt træ til at producere energi frem for træaffald, hvilket primært skyldes at effektiviteten af biomasseværker typisk er højere end for affaldsforbrændingsanlæg grundet en mere homogen brændsel på førstnævnte.

# Referencer

Allegrini, E. (2014) Personlig korrespondance med Elisa Allegrini, PhD-studerende på Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Vand og Miljøteknologi.

Astrup, T., Pedersen, A.J., Hyks, J. og Frandsen, F.J. (2010) Residues from waste incineration. Danmarks Tekniske Universitet.

Astrup, T., Dall, O. og Wenzel, H. (2011) Fastlæggelse af energidata til brug i CO<sub>2</sub>-opgørelser. Rapport udarbejdet for Affald Danmark.

BEK. 1309 (2012) Bekendtgørelse om affald.

BEK. 1662 (2010) Bekendtgørelse om anvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder og om anvendelse af sorteret, uforurenede bygge- og anlægsaffald.

Blok, K., Huijbregts, M., Roes, L., van Haaster, B., Patel, M., Hertwich, E., Wood, R., Hauschild, M. Z., Sellke, P., Antunes, P., Hellweg, S., Citroth, A., Harmelink, M. (2013) Development and application of a standardized methodology for the PROspective SUstaInability assessment of Technologies. Report prepared within the EC 7th Framework Project, n<sup>o</sup>: 227078.

Boje, J., Schleicher, O., Geertinger, A. (2010) Emissionskortlægning for decentral kraftvarme 2007. Energinet.dk miljøprojekt nr. 07/1882 Delrapport 1. Udarbejdet af Force Technology.

Bojsen, K. (2014) Personlig korrespondance med Kirsten Bojsen, projektudvikler hos Vestforbrænding.

Bruninx, K., Madzharov, D., Delarue, E., D'haeseleer, W. (2012) Impact of the German phase-out on Europe's electricity generation. TME working paper – Energy and Environment. International conference on the European energy market, Florence, Italy, 10-12 May 2012.

Christensen, C. L., Hansen, E., Christensen, E. H., Dall, O. (2003) Ressourcebesparelser ved affaldsbehandlingen i Danmark. Tabel 21.1. Miljøprojekt nr. 804. Miljøstyrelsen.

Christensen, T. H., Kirkeby, J., Lindvall, H. (2006) Indledende miljømæssig vurdering af disponeringen af træaffald i Danmark. Samarbejdsprojekt mellem DTU Miljø og Affald Danmark.

Clavreul, J., Baumesiter, H., Christensen, T.H., Damgaard, A. (2013) EASETECH – an Environmental Assessment System for Environmental TECHNOlogies. Under review: Environmental Modeling & Software.

COWI (2010) Genanvendelse af træaffald versus forbrænding – Notat.

Dansk Skovforening, Skovdyrkerforeningerne og HedeDanmark A/S (2013) Danmarks forsyning af træflis i fremtidens energimarked.

Energistyrelsen (2005) Basisfremskrivning af el- og fjernvarmeproduktion 2005-2025. Teknisk baggrundsrapport til Energistrategi 2025.

- Energistyrelsen (2011) Forudsætninger for samfunds- økonomiske analyser på energiområdet.
- Energistyrelsen (2012) Technology Data for Energy Plants. Generation of Electricity and District Heating, Energy Storage and Energy Carrier Generation and Conversion. Energinet.dk, Energistyrelsen.
- Energistyrelsen (2012 b) Teknologikataloget for el, fjernvarme, lagring og konvertering.
- Energistyrelsen (2014) NOTAT – Standardfaktorer for brændværdier og CO<sub>2</sub>-emissioner.
- European Environment Agency (2013) EU bioenergy potential from a resource-efficiency perspective, EEA report no. 6/2013.
- European Panel Foundation (ukendt år) EPF standard for delivery conditions of recycled wood.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.J., Doka, G., Hec, T., Hellweg, S., Hischier, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M. & Wernet, G. (2007) Overview and Methodology, ecoinvent report No. 1. Swiss centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Grosso, M., Biganzoli, L. og Rigamonti, L. (2011) A quantitative estimate of potential aluminium recovery from incineration bottom ashes. Resources, Conservation and Recycling 55: 1178-1184.
- Hansen, M. T. (2004) Separation og genanvendelse af aske fra biobrændselsanlæg. Miljøprojekt nr. 962. Udarbejdet for Miljøstyrelsen.
- Hauschild, M. Z., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M., Joliet, O., Margni, M., Schryver, A., Humbert, S., Laurent, A., Sala, S., Pant, R. (2012) Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. The International Journal of Life Cycle Assessment, 18, 683-697.
- Herren, D. (2007) Marktkontrolle Holzwerkstoffe und Altholz 2007. Gesamtschweizerische Marktkontrolle unter der Leitung des Laboratorium der Urkantone.
- Humbert, S. (2009) Geographically Differentiated Life-cycle Impact Assessment of Human Health. Doctoral dissertation, University of California, Berkeley, Berkeley, California, USA.
- Jakobsen, J. B., Møller, J., Kromann, M., Neidel, T. L., Jensen, M. B. (2013) Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation. Miljøprojekt nr. 1458, Miljøstyrelsen.
- Jensen (2014) Personlig korrespondance med Anders Jensen, indkøbsansvarlig hos Novopan.
- JRC (2011) Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context - based on existing environmental impact assessment models and factors. ILCD Handbook, International Reference Life Cycle Data System. Published by the European Commission, Joint Research Centre.
- Körner (2014) Personlig korrespondance med Steffen Körner, teknisk direktør hos Glunz AG (nordtysk spånpladeproducent).
- Københavns Kommune (2014) Genanvendelse af sorterede og uforurenede brokker. Vejledende grænseværdier udgivet af Jord & Affald, Københavns Kommune.
- Ladekjær-Mikkelsen, N. Aa. (2008) QA – Kvalitets- og leveringsbestemmelser for fraserteret-kasseret træmateriale. Dokument udleveret af Novopan Træindustri A/S.



- Langeland, M. & Jensen, M. (2013) Kortlægning af PCB i materialer og indeluft. Samlet rapport.
- Madsen, P.L. (2014) Personlig korrespondance med Peter L. Madsen, RenoDjurs I/S.
- Melin, S. (2008) Bark as feedstock for production of wood pellets. Wood pellet association of Canada.
- Miljøstyrelsen (2010) Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord og kvalitetskriterier for drikkevand.
- Møller, J., Fruergaard, T., Riber, C., Astrup, T. og Christensen, T. H. (2008) Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer.
- NEEDS (2008a) Final report on offshore wind technology. Project no. 502687. New Energy Externalities Development for Sustainability.
- NEEDS (2008b) Final report on technical data, costs and life cycle inventories of advanced fossil power generation systems. Project no. 502687. New Energy Externalities Development for Sustainability.
- Nielsen, M., Nielsen, O., Thomsen, M. (2010) Emissions from decentralized CHP plants 2007 – Energinet.dk, Environmental project no. 07/1882 Project report 5 –Emission factors and emission inventory for decentralized CHP production. Emissionsfaktorer fra Appendix 5 side 99.
- Nielsen, M., Illerup, J. B. (2003) Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse fra decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra centrale kraftvarmeværker, delrapport 6. Faglig rapport fra DMU nr. 442. Emissionsfaktorer fra Bilag 3.
- Peek, R. –D. (ukendt år) EU Directives and National Regulations for the Recycling and Disposal of Waste Wood. Federal Research Center for Forestry and Forest Products (BFH), Germany.
- Petersen, C., Kaysen, O. (2010) Idekatalog til øget genanvendelse af storskrald fra husholdninger og af brændbart affald fra genbrugspladser (J.nr. MST-7759-00109).
- Riber, C., Petersen, C., Christensen, T.H. (2008) Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *J. Waste Management* 29 (2009) 1251-1257.
- Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A. J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H. F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T. E., Payet, J., Schuhmacher, M., Meent, D., Hauschild, M. Z. (2008) USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International journal for life cycle assessment*.
- Rosendal, R. M. (2014) Øget kvalitet i genanvendelsen af bygge- og anlægsaffald fra genbrugspladserne. Rapport udgivet af Dansk Affaldsforening.
- Weidema, B. & Wesnæs, M.S. (1996) Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. *J. Cleaner Productions* 4: 167-174.

**Bilag 1: Faststofanalyser af rent træaffald fra Rosendal (2014)****TABEL 22 ANALYSERESULTATER FRA FASTSTOFANALYSE I ROSENDAL (2014), TABEL 42 OG 44 I RAPPORTEN. MÅLINGER ER ANGIVET I MG/KG.****TABEL 23**  
ANALYSERESULTATER FRA FASTSTOFANALYSE I ROSENDAL (2014), TABEL 42 OG 44 I RAPPORTEN. MÅLINGER ER ANGIVET I MG/KG.

	<b>Prøve 1</b>	<b>Prøve 2</b>	<b>Prøve 3</b>
Arsen	5,4	19	<2
Cadmium	<0,05	<0,05	<0,05
Krom total	3	15	<1
Nikkel	3,7	12	<2
Bly	<1	<1	<1
Zink	57	20	44
Kviksølv	0,68	0,22	0,02
Kulbrinter C6-C10	86	44	<100
Kulbrinter C10-C15	<80	<80	<200
Kulbrinter C15-C20	60	42	<100
Kulbrinter C20-C35	1080	2850	2390
Kulbrinter total	1300	3400	2700
PAH total	0,86	3,16	0,26
Benz(a)pyren	0,1	0,083	0,022
Dibenz(a,h)anthracen	0,025	0,009	0,006
PCB 28	0,0021	<0,001	<0,001
PCB 52	0,0016	<0,001	<0,001
PCB 101	<0,001	0,0021	<0,001
PCB 118	<0,001	0,0011	<0,001
PCB 138	0,0021	0,0049	<0,001
PCB 153	0,0018	0,0053	<0,001
PCB 180	<0,001	0,0026	<0,001
PCB total 7	0,0101	0,0017	0,0035
PCB total 7 x 5	0,05	0,085	0,017

## Bilag 2: Kriterier for jordkvalitet og genanvendelse af restprodukter

**TABEL 24**  
GRÆNSEVÆRDIER FOR FASTSTOFINDHOLDET I LISTE OVER JORDKVALITETSKRITERIER (MILJØSTYRELSEN 2010)  
OG I RESTPRODUKTBEKENDTGØRELSEN (BEK NR. 1662, 2012)

	Jordkvalitetskriterier (mg/kg)	Restproduktbekendtgørelsen (mg/kg)		
		Kategori 1	Kategori 2	Kategori 3
<b>Tungmetaller</b>				
Arsen	<20	<20	>20	>20
Cadmium	<0,5	<0,5	>0,5	>0,5
Chrom total	<500	<500	>500	>500
Chrom (VI)	<20	<20	>20	>20
Kobber	<500	<500	>500	>500
Kviksølv	<1	<1	>1	>1
Nikkel	<30	<30	>30	>30
Bly	<40	<40	>40	>40
Zink	<500	<500	>500	>500
<b>Organiske forbindelser</b>				
PAH total	<4	-	-	-
Benz(a)pyren	<0,3	-	-	-
Dibenz(a,h)anthracen	<0,3	-	-	-
Kulbrinter C6-C10	<25	-	-	-
Kulbrinter C10-C15	<40	-	-	-
Kulbrinter C15-C20	<55	-	-	-
Kulbrinter C20-C35	<100	-	-	-
Total kulbrinter	<100	-	-	-
Phthalater	<250	-	-	-

### Bilag 3: Livscyklusopgørelser for marginal el og fjernvarme

#### Elektricitet

Livscyklusopgørelse og dokumentation af 1 kWh marginal dansk elektricitet "Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal, Energy Quality, DK, kWh, 2006" fra EASETECH database.

#### *Teknologi*

Produktionen af 1 kWh elektricitet er beregnet som et gennemsnit af syv danske værker (seks kraftvarmeværker og et kraftværk der kun producerer elektricitet). Disse værker blev identificeret som de værker der kan regulere elproduktionen som følge af efterspørgsel på elmarkedet, dvs. de er identificeret som de "marginale" værker.

#### *Input*

Kul (primært) og fuelolie.

#### *Output*

1 kWh elektricitet forsynet til forbrugere. Livscyklusopgørelsen inkluderer 2 % tab i distribueringen.

#### *Proces*

Kul og fuelolie anvendes til energiproduktion. Livscyklusopgørelsen inkluderer luftemissioner er inkluderet såvel som faste restprodukter fra forbrændingsprocessen. Minedrift, bearbejdning og transport af kul og olie er også inkluderet.

Den marginale el i er ren kul frem til år 2020 og 50:50 kul:vind fra 2020 til 2030. Livscyklusopgørelsen for marginal elproduktion med vind inkluderer en række af input-outputs, som vil være for lang til at vise her. Livscyklusopgørelsen for kulkraftproduktionen er vist i tabellen nedenfor.

**TABEL 25**

LCI FOR MARGINAL ELPRODUKTION I DANMARK (PRODUKTION AF 1 KWH). DATASÆTTET: "MARGINAL ELECTRICITY CONSUMPTION INCL. FUEL PRODUCTION, COAL, ENERGY QUALITY, DK, KWH, 2006"

<b>Parameter</b>	<b>Recipient</b>	<b>Enhed</b>	<b>Mængde</b>
Arsen	Luft	kg	4,56E-9
Cadmium	Luft	kg	3,52E-10
CO <sub>2</sub> , fossil	Luft	kg	0,916
CO, fossil	Luft	kg	9,87E-5
Krom	Luft	kg	6,61E-9
Kobber	Luft	Kg	4,43E-9
Bly	Luft	Kg	6,73E-9
Kviksølv	Luft	Kg	9,21E-9
Methan	Luft	Kg	1,29E-5
Nikkel	Luft	Kg	9,50E-9
NO <sub>x</sub>	Luft	Kg	0,661E-3
N <sub>2</sub> O	Luft	Kg	8,05E-6
NMVOC	Luft	Kg	1,29E-5

PM10	Luft	Kg	3,48E-5
Selen	Luft	Kg	6,25E-8
SO <sub>2</sub>	Luft	Kg	0,221E-3
Zink	Luft	Kg	1,40E-8
<b>Input</b>			
Olie (kg)		Kg	0,00493
Kul (kg)		Kg	0,394

#### Lokation

Danmark

#### År

2006

#### Datakilder

Datakilden er en undersøgelse udført af Energinet.dk og Dansk Standard. Undersøgelsens formål er at generere miljøvaredeklaration af den danske elproduktion, som er påvirket af markedsefterspørgsel, dermed ikke for en gennemsnitlig kWh. Data er sidenhen opdateret fra 2005 til 2006. Emissioner af tungmetaller er middelværdier fra tre danske kraftvarmeværker (Grønt regnskab 2006 for Esbjerg, Asnæs (linje 2 + 5) og Stignæs<sup>3</sup>).

#### Datakvalitet

Data var indsamlet som middelværdier af syv danske installationer, men tilpasset så kul var den dominerende brændsel. Dette skyldes, at kul er den type brændsel, der primært vil blive påvirket når anlægget reagerer på markedsefterspørgsel<sup>4</sup>. Emissioner af tungmetaller er baseret på tre kraftvarmeværker og vurderes at være relativt veldokumenteret.

#### Note

Elektricitet er produceret på seks kraftvarmeværker og et kraftværk. For de seks kraftvarmeværker er ressourceforbrug, affald, emissioner, m.m. allokeret imellem elektricitet og varme. Allokeringen er foretaget på basis af energikvalitet, hvilken er en metode der allokerer en relativt høj andel til produktion af elektricitet frem for varme. Emissioner af tungmetaller var allokeret på samme vis.

For livscyklusopgørelsen af marginal vindkraft henvises til rapporten "Final report on offshore wind technology" (NEEDS 2008a). Vindkraften repræsenterer dansk offshore vindkraft produceret af DONG Energy A/S repræsentativ for år 2025.

#### Fjernvarme

Livscyklusopgørelse og dokumentation af 1 kWh marginal dansk fjernvarme "District Heating, marginal average, (DK), kWh, 2012" fra EASETECH database.

Den marginale fjernvarme i Danmark (anset som repræsentativ for Tyskland) er gennemsnitlig fjernvarme frem til år 2030. Livscyklusopgørelsen for kulkraftproduktionen er vist i tabellen nedenfor.

<sup>3</sup> Esbjerg; Esbjergværket. Grønt regnskab 2006; Asnæs; Asnæsværket. Grønt regnskab 2006; Stignæs; Stignæsværket. Grønt regnskab 2006.

<sup>4</sup> Notat om deklaration af fremtidigt elforbrug, Energinet.dk, Danmark.

**TABEL 26**

LCI FOR MARGINAL FJERNVARMEPRODUKTION I DANMARK (PRODUKTION AF 1 KWH). DATASÆTTET "DISTRICT HEATING, MARGINAL AVERAGE, (DK), KWH, 2012".

Parameter	Recipient	Enhed	Emission
<b>Methan, fossil</b>	<b>Luft</b>	<b>Kg</b>	<b>0,175E-3</b>
<b>CO<sub>2</sub>, fossil</b>	<b>Luft</b>	<b>Kg</b>	<b>0,150</b>
<b>N<sub>2</sub>O</b>	<b>Luft</b>	<b>Kg</b>	<b>5,76E-6</b>
<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>Luft</b>	<b>Kg</b>	<b>0,283E-3</b>
<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>Luft</b>	<b>Kg</b>	<b>0,407E-3</b>

Livscyklusopgørelsen var udviklet af Energistyrelsen (2012): "Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser i energisektoren", som beskrevet i Jakobsen et al. (2013), side 79-80.

Komposition af brændslet er 22 % træ, 21 % naturgas, 20 % affald, 16 % kul, 8 % halm, 7 % olie og 5 % biogas.

**Bilag 4: Karakteriserede potentielle miljøpåvirkninger (ikke normaliseret)**

**TABEL 27**

KARAKTERISEREDE PÅVIRKNINGER FRA SCENARIERNE I LCA'EN, SOM UDTRYKKER GENNEMSITLIGE PÅVIRKNINGER I PERIODEN 2014-2030 PER TON TRÆAFFALD. SCENARIO<sub>01</sub>: NUVÆRENDE SITUATION, SCENARIO<sub>1</sub>: FORBRÆNDING AF TRÆAFFALD, SCENARIO<sub>2</sub>: GENANVENDELSE AF TRÆAFFALD I DANMARK, SCENARIO<sub>3</sub>: GENANVENDELSE AF TRÆAFFALD I TYSKLAND

	<b>Enhed</b>	<b>Sc. 0</b>	<b>Sc. 1</b>	<b>Sc.2</b>	<b>Sc. 3</b>
<b>Drivhuseffekt</b>	kg CO <sub>2</sub> ækv. <sup>1</sup>	-1451	-1364	-1519	-1672
<b>Stratosfærisk ozonedbrydning</b>	kg CFC11ækv.	-2E-06	-1E-06	-3E-06	-3E-06
<b>Marin eutrofiering</b>	kg N ækv.	-0,4	-0,5	-0,3	-0,3
<b>Terrestrisk eutrofiering</b>	AE	-4	-5	-3	-2
<b>Ferskvands eutrofiering</b>	kg P ækv.	0,4	0,0004	0,8	1
<b>Fotokemisk ozondannelse</b>	kg NMVOC <sup>2</sup>	-1	-1	-0.9	-0.8
<b>Ioniserende stråling</b>	kg U235 ækv.	-4	-2	-6	-5
<b>Terrestrisk forsurening</b>	AE	-3	-3	-3	-3
<b>Partikler</b>	kg PM2.5 ækv.	-0.07	-0.08	-0.06	-0.05
<b>Forbrug af abiotiske ressourcer, grundstoffer</b>	kg Sb ækv.	-3E-05	-2E-05	-3E-05	-5E-05
<b>Forbrug af abiotiske ressourcer, fossile</b>	MJ	-12,5	-9,5	-16,0	-15,6
<b>Humantoksicitet, cancereffekter</b>	CTU <sup>4</sup>	-3E-07	-2E-07	-3E-07	-6E-07
<b>Humantoksicitet, ikke-cancereffekter</b>	CTU	-6E-06	-8E-06	-4E-06	-3E-06
<b>Økotoksicitet</b>	CTU	-8	-4	-11	-16

1: Ækv. = ækvivalenter. 2: Non-Methane Volatile Organic Compounds. 3: AE = Accumulated Exceedance. 4: CTU = Comparative Toxic Unit.

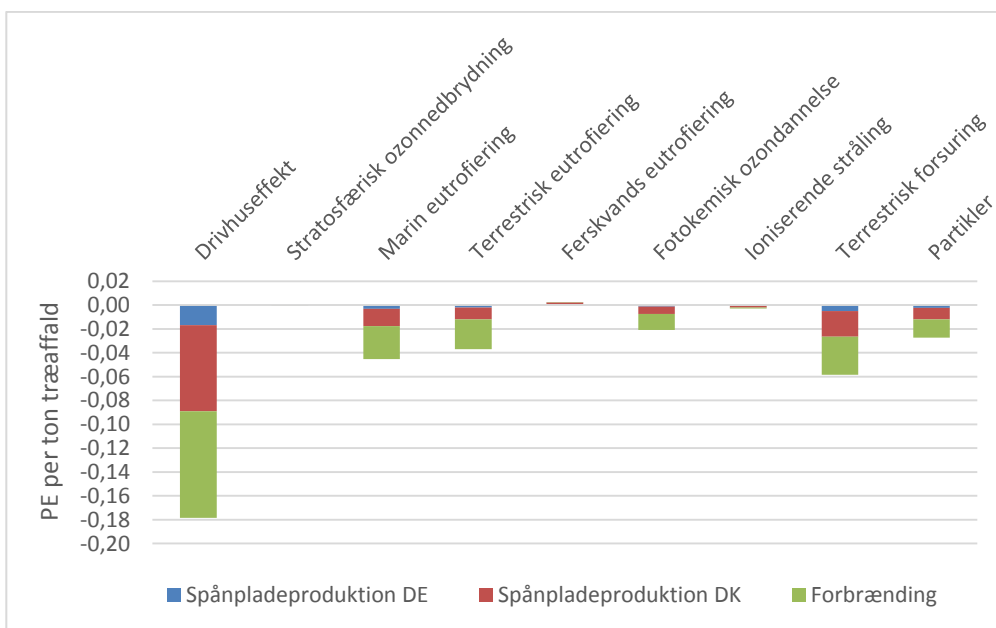
## Bilag 5: Geografisk forekomst af potentielle miljøpåvirkninger

**TABEL 28**  
GEOGRAFISK LOKATION AF FOREKOMST AF MILJØPÅVIRKNINGER (HVOR EMISSIONER OPSTÅR)

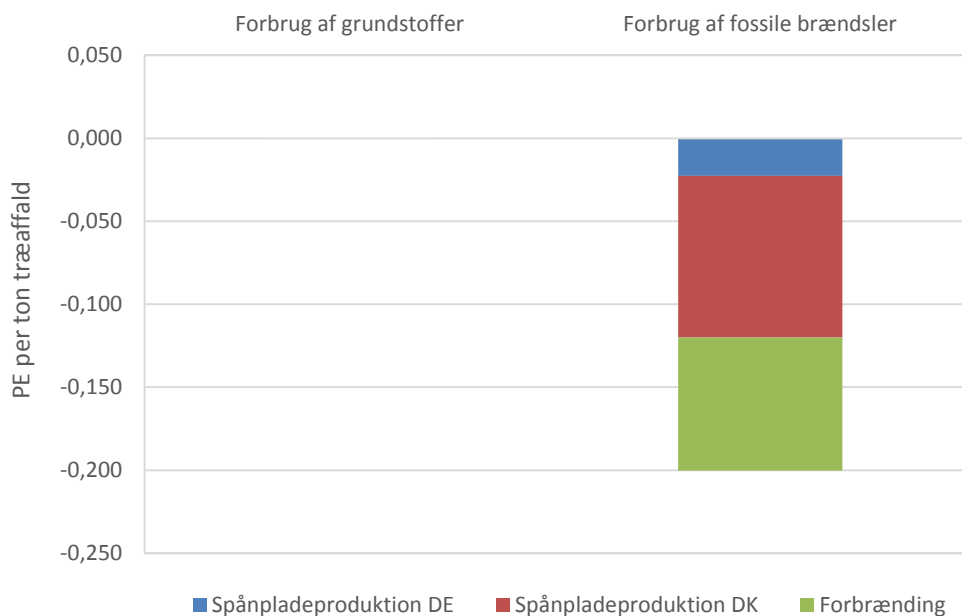
<b>Proces</b>	<b>Geografisk beliggenhed for emissioner</b>
<i>Scenario 1</i>	
Genanvendelse af jern	Udlandet
Genanvendelse af aluminium	Udlandet
Deponering af flyveaske i tyske saltminer	Udlandet
Affaldsforbrænding	Danmark
Transport af træaffald til spånpladefabrik	Danmark
Udvaskning fra slagge i vej	Danmark
<i>Scenario 2 (og 3)</i>	
Transport af træaffald til spånpladefabrik	Danmark (Danmark/udlandet)
Elforbrug på spånpladefabrik	Danmark (Udlandet)
Genanvendelse af jern	Udlandet
Genanvendelse af aluminium	Udlandet
Forbrænding af træflis på biomassefyret kraftvarmeværk	Danmark (Udlandet)



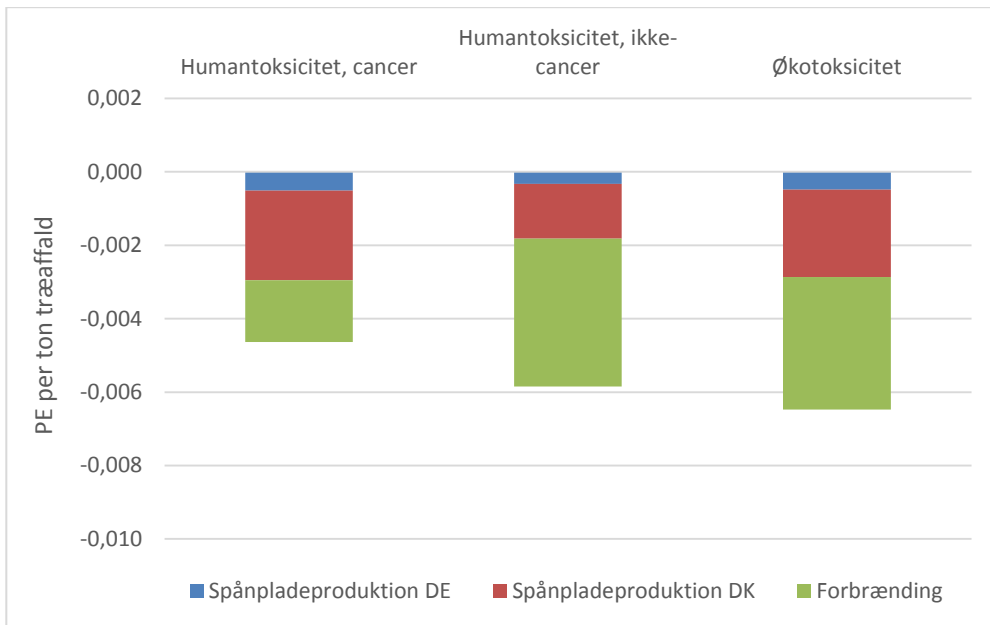
## Bilag 6: Potentielle miljøpåvirkninger i scenarie o (normaliserede)



**FIGUR 42**  
 POTENTIELLE IKKE-TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER FRA DEN NUVÆRENDE BEHANDLING AF TRÆAFFALD (SCENARIO o) ANGIVET I PERSONÆKVIVALENTER (PE)



**FIGUR 43**  
 POTENTIELT FORBRUG AF ABIOTISKE RESSOURCER I DEN NUVÆRENDE BEHANDLING AF TRÆAFFALD (SCENARIO o) ANGIVET I PERSONÆKVIVALENTER (PE)

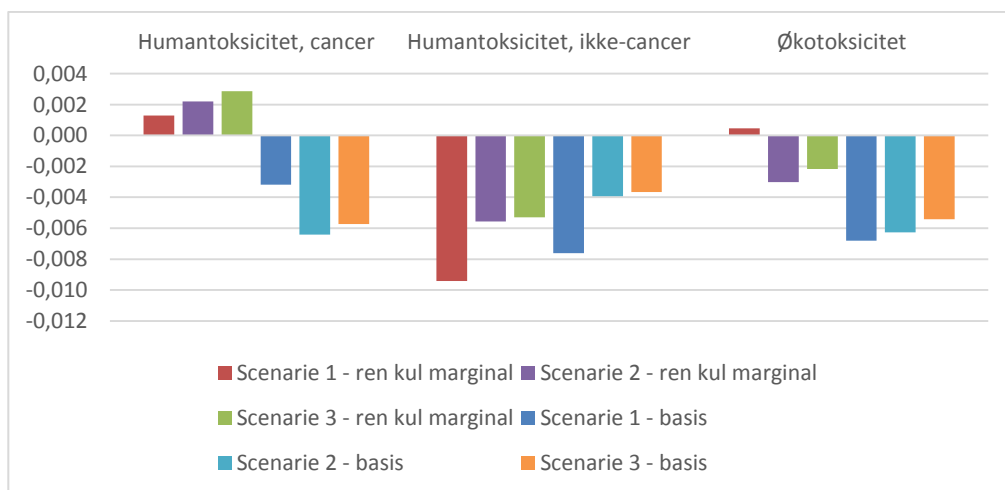


**FIGUR 44**  
 POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER FRA DEN NUVÆRENDE BEHANDLING AF TRÆAFFALD  
 (SCENARIO o) ANGIVET I PERSONÆKVIVALENTER (PE)

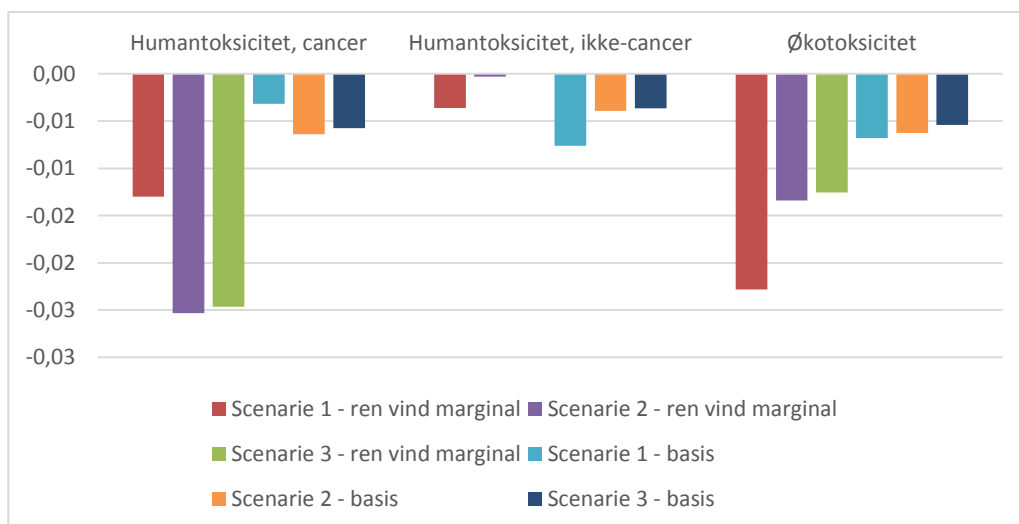
## Bilag 7: Følsomhedsanalyser – toksiske resultater per ton træaffald

### Ændring af marginal el og varme

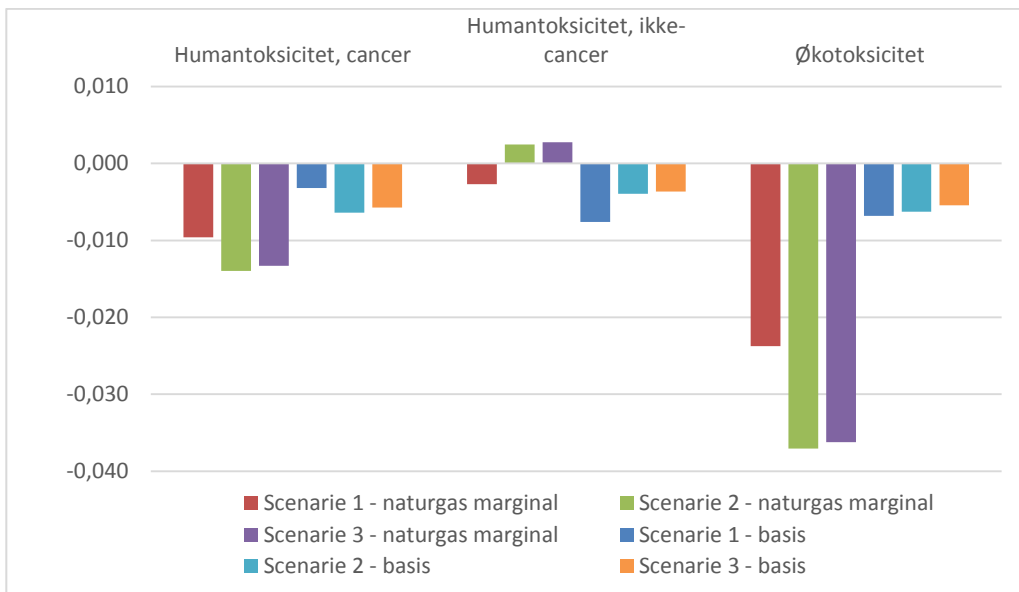
De følgende grafer viser resultaterne for de toksiske påvirkninger ved at ændre den marginale el til at være ren kul, ren vind og ren naturgas (i nævnte rækkefølge).



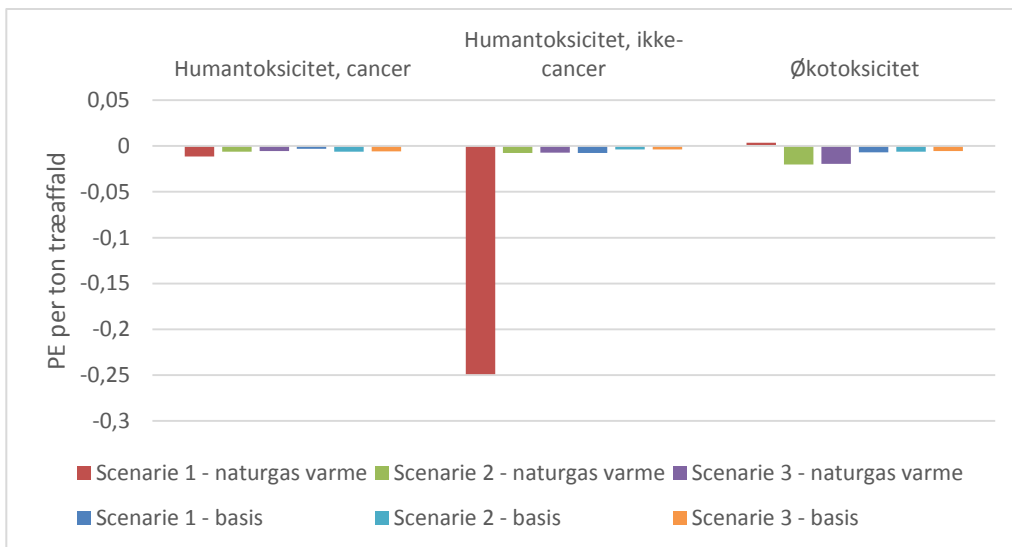
**FIGUR 45**  
SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER I PERSONÆVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN KUL SOM MARGINAL EL



**FIGUR 46**  
SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER I PERSONÆVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN VIND SOM MARGINAL EL



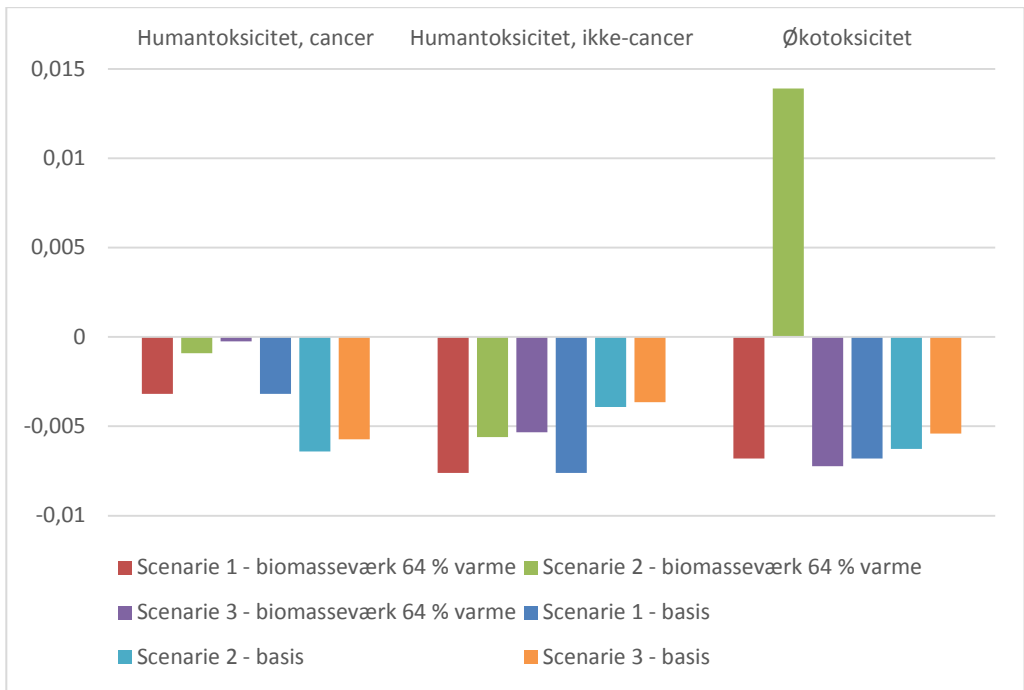
**FIGUR 47**  
SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER I PERSONÆVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN BATURGAS SOM MARGINAL EL



**FIGUR 48**  
SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER I PERSONÆVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: REN BATURGAS SOM MARGINAL VARME

**Virkningsgrad for varme på biomassefyret kraftvarmeværk: 64 %**

Den følgende graf viser resultaterne for de toksiske påvirkninger per ton træaffald ved at ændre virkningsgraden for varme fra 77 % i basisscenarierne til 64 %.



**FIGUR 49**  
 SCENARIERNES POTENTIELLE TOKSISKE MILJØPÅVIRKNINGER I PERSONÆVIVALENTER (PE) PER TON TRÆAFFALD. FØLSOMHEDSANALYSE: NEDSAT VARMEVIRKNINGSGRAD PÅ BIOMASSEVÆRK



## Critical Review Report

LCA of recycling of wood  
waste /

*Livscyklusvurdering af  
genanvendelse af træaffald*

Miljøstyrelsen: Projekter for bedre  
ressourceudnyttelse

# Document information

CLIENT	Miljøstyrelsen (Danish Environmental Protection Agency)
REPORT TITLE	Critical Review Report LCA of recycling of wood waste ( <i>Livscyklusvurdering af genanvendelse af træaffald</i> )
PROJECT NAME	Projekter for bedre ressourceudnyttelse
REPORT REVIEWED	Livscyklusvurdering af genanvendelse af træaffald LCA performed by Teknologisk Institut
DATE	November 2014
REVIEWERS	Adrian Tan <a href="mailto:adrtan@bio.deloitte.fr">adrtan@bio.deloitte.fr</a>  Clément Tostivint <a href="mailto:ctostivint@bio.deloitte.fr">ctostivint@bio.deloitte.fr</a>  Charlotte Petiot <a href="mailto:cpetiot@bio.deloitte.fr">cpetiot@bio.deloitte.fr</a>
DISCLAIMER	The information and views set out in this document are those of the authors and do not necessarily reflect the official opinion of the Danish Environmental Protection Agency (EPA). The EPA does not guarantee the accuracy of the data included in this document. Neither the EPA nor any person acting on the EPA's behalf may be held responsible for the use which may be made of the information contained therein.

# 1. Introduction

The aim of this critical review is to optimise the quality and to strengthen the credibility of the life cycle assessment of different scenarios of wood waste treatment in Denmark performed by Teknologisk Institut / Danish Technological Institute.

The critical review was carried out by a review team with experts from different scientific backgrounds suitable for the challenges of this LCA study:

- Adrian Tan, Senior Manager at BIO Intelligence Service, expert in resource efficiency
- Clément Tostivint, Senior Consultant at BIO Intelligence Service, expert in LCA
- Charlotte Petiot, Manager at BIO by Deloitte, expert in LCA

Michael Hauschild, DTU Management, also performed a review of the principal approach and observations of the LCA.

Following ISO 14 044 and the ILCD Handbook guidelines, the review team checked if:

- the methods used to carry out the LCA were consistent with the International Standard and the ILCD recommendations,
- the methods used to carry out the LCA were scientifically and technically valid,
- the data used were appropriate and reasonable in relation to the goal of the study,
- the interpretations of the results reflected the limitations identified and the goal of the study,
- the study report was transparent and consistent.

The critical review was conducted between June and November 2014. Based on a first version of the LCA report the review team discussed the LCA and provided comments to Teknologisk Institut. A revised report was then sent in return together with responses to all comments. The review team discussed some of the comments with Michael Hauschild. Based on the revised report and the responses, the review team formulated their opinion of the LCA.

The exhaustive list of comments from the reviewing team and the responses from Teknologisk Institut are presented at the end of this report.

The following sections present the summary of the critical review.



## 2. Summary of the critical review

### **a. Consistency with ISO standards and ILCD guidelines**

The LCA report is compliant with the requirements of the standards ISO 14040 and 14044 as well as the ILCD guidelines.

The objective of the study (support decisions in potential legislation) is clearly stated.

The LCA claims to follow a consequential LCA approach, but the LCA does not apply the consequential approach fully, e.g. it does not take into consideration the full consequences of a decision and marginal process. The LCA does however take into account certain consequential aspects and the overall approach is nonetheless considered to be appropriate for the study.

The scope of the study and the system boundaries are clearly defined. The interpretation of the results follows the recommendations of the standards concerning transparency of assumptions, sensitivity analysis and limitations. Results are mainly shown after normalisation, but non-normalised results are also provided.

### **b. Scientific and technical validity of the methods**

The methodology used for estimating inputs, outputs and emissions is clearly detailed in the report.

The allocation of substituted products and processes for each waste management process is also clearly described and considered appropriate given the goal and scope of the study.

### **c. Appropriateness of data**

LCA used available relevant data from literature and complemented this with inputs from industry actors.

### **d. Assessment of the interpretation in view of limitations and goal and scope**

The review team checked whether the LCA results were logical, seemed to be the right order of magnitude and corresponded to expectations, but they did not check any calculations. The reviewers did not notice any errors or results that led to concern.

Regarding the sensitivity analysis, the choice of sensitive parameters is clearly explained and the effects of parameter variations on results are detailed. The sensitivity analysis allowed the robustness of the results to be confirmed.

The results were presented:

- comparing the different scenarios by environmental impact category
- the contribution of each process to the overall impact for each environmental impact category

The presentation of results was improved following comments from the review team.

### **e. Transparency and consistency of the report**

The report is clearly structured and well written. It is acknowledged as transparent and consistent.

#### **f. Conclusion of the critical review**

The critical review was constructive and helped enhance the quality of the LCA report.

Following this process, the reviewing committee certifies that:

- the LCA report complies with the requirements of the ISO standards 14040 and 14044;
- the goal and scope are appropriately defined;
- the methods used are scientifically and technically valid;
- the data used are appropriate and reasonable in view of the goal and scope of the study;
- the conclusion is consistent with the results, the sensitivity analysis and the limitations mentioned in the report;
- the report is complete, clearly structured and well-written.

November 2014

The reviewing team:

- Adrian Tan
- Charlotte Petiot
- Clément Tostivint

# 3. Annex – List of comments made during the critical review process

## 3.1 Methodological aspects

## 3.2 Data aspects

Chapter / Section	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team	New response following opinion of LCA team	Final verdict of LCA team
3.3 Scenarie 2: Genanvendelse i dansk spånpladeproduktion	2 - Medium	The quality of the wood waste should be mentioned or discussed. The amount of contamination and reusable wood depends on the collection and sorting method. Increasing the recycling of wood waste may reduce the quality of wood waste.	The aspect of wood waste quality is now mentioned in section 4.1.1 below. The description includes a table with recommended limit values in Copenhagen municipal.	OK	This section is further elaborated to include national threshold values, which is now provided in Bilag 1 and discussed in section 4.1. Also wood quality requirements in the Danish and German chipboard production are described in the report, section 3.3.1 and 3.4.1.	OK
4.6 Anvendte database processer - TABEL 17	2 - Medium	Not all LCI data have listed the age of the data and their duration of validity	Corrected.	OK		

Chapter / Section	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team	New response following opinion of LCA team	Final verdict of LCA team
3.4 Scenarie 3: Genanvendelse i udenlandsk spånpladeproduktion	2 - Medium	It is not always clear when Danish data is used for the scenario 3 of recycling / chipboard production in Germany, e.g. is virgin wood used in German power plants is based on Danish data?	Is now elaborated in the description of scenario 3, section 3.4.	OK (Assumed that the same marginal power and heat technology used in Denmark is used in Germany. Also north German chipboard production use wood waste that substitutes virgin wood in Germany).		
4.3.3 LCI for forbrændingsanlæg - TABEL 8	1 - High	The description of fossil and biomass carbon (C) is not clear in the chemical compositions.	Fossil and biogenic C is added to Table 8 and comments are made above Table 8.	OK		
4.1.1 Forudsætninger for kemisk sammensætning	2 - Medium	What is the quality of the LCA report by Christensen et al. (2006)? Has it been reviewed?	The description of this source has been elaborated.	OK		
4.3.4 Forudsætninger for nyttiggørelse af slagge fra forbrændingsanlæg	3 - Low	References are missing for the share of recycled metal in slag.	Corrected.	OK		
4.2.1.1 Forudsætninger for kemisk sammensætning	2 - Medium	According to this reference ( <a href="http://www.pellet.org/images/2008-12-11_Bark_as_feedstock_for_Production_of_Wood_Pellets_Report_December_2008.pdf">http://www.pellet.org/images/2008-12-11_Bark_as_feedstock_for_Production_of_Wood_Pellets_Report_December_2008.pdf</a> ) Hg, Pb, Cr, Cu and As can be found in virgin wood.	Data from this source is now used for the virgin wood.	OK		

Chapter / Section	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team	New response following opinion of LCA team	Final verdict of LCA team
4.3.3 LCI for forbrændingsanlæg - TABEL 8	1 - High	CO2 should be included in the list of air emissions and their calculation should be described. It is also unclear what is meant with the % share of slag and fly ash of the various elements – is there a mass balance?	Additions have been made to the table (now 8) and the text above the table.	The CO2 calculation for fossil C is still not clear.	The introduction to the table is elaborated and the emission of fossil CO2 is now made clearer in the table.	OK
4.3.3 LCI for forbrændingsanlæg - TABEL 8	1 - High	It is not clear whether the incineration data is based on one tonne of wood waste or one tonne of (normal) waste. E.g. in the table auxiliary substances are listed kg per tonne of wood waste and energy use per tonne of waste, "Hjælpestoffer (kg per ton træaffald og energiforbrug per ton affald)". The emissions data should be material dependent and only be related to the wood waste and not other types of waste.			The term "per ton of wood waste" (per ton træaffald) is now used consequently.	OK
4.3.4 Forudsætninger for nyttiggørelse af slagge fra forbrændingsanlæg	2 - Medium	Elisa 2014 is missing from the reference list.	Corrected to Allegrini (2014).	OK		
4.3.4 Forudsætninger for nyttiggørelse af slagge fra forbrændingsanlæg	2 - Medium	The leaching (udvaskning) data calculations are not clear.	New formulation.	OK		
4.3.5 LCI for nyttiggørelse af slagge fra forbrændingsanlæg - TABEL 9	2 - Medium	The naming of substances is not always clear, e.g. which metal oxide?	New formulation.	OK		

### 3.3 Comments related to results, analysis and interpretation

Chapter / Section	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team	New response following opinion of LCA team	Final verdict of LCA team
5. Resultater af livscyklusvurderingen	1 - High	The LCIA results are only shown after normalisation, i.e. given in person-equivalents. According to the ILCD Handbook normalisation is an optional step in LCAs and the LCIA results should be shown as individual impact categories with each their own indicator, e.g. CO <sub>2</sub> -eq. for global warming.	In section 2 it now says that the LCA follows the international standards with the exception that only the normalized results are presented.	We suggest to include the tables of all results without normalisation in the annexes.	Characterized results have now been added in an appendix.	OK
2.7 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater	2 - Medium	Are the person-equivalents based on Denmark, Europe or the world?	The world, as far as we are aware but this is to be ensured.	Should be specified.	Together with DTU Environment it has been clarified that the factors represent European averages.	OK
2.7 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater	2 - Medium	The uncertainty of environmental impact categories are discussed, but it is not clear whether Particulate Matter is more uncertain than the toxicity impact categories.	Formulation is changed.	OK		
6. Følsomhedsanalyse	1 - High	The assumption that biomass is a limited resource should be tested.	Is now included.	OK. Sensitivity analysis now includes an a situation where recycling of wood waste does not lead to energy production with the virgin biomass (which is no longer used in spånpladeproduktionen). Thus, there is only a displacement of marginal energy place in scenario 1, where the energy use of wood residues occurs.		
6. Følsomhedsanalyse	2 - Medium	The quality of the wood waste (composition of contaminants and substances) should be considered for a sensitivity analysis.	Not found relevant, since the chemical composition of the waste does not influence the impacts from the CHP plant to a large extent. Instead, the influence of the zinc emission	OK		

Chapter / Section	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team	New response following opinion of LCA team	Final verdict of LCA team
			from the bioenergy production has been investigated.			
6. Følsomhedsanalyse	2 - Medium	The LCA claims that the efficiency of electricity production in waste incineration plants is unrealistic at 29%. A more realistic value of 26% is proposed instead, but this is not modelled?	It has been chosen not to investigate the influence of the electricity efficiency of the CHP plant, since it is not expected that it will change the results.	OK		
5.1 Vurdering af de samlede potentielle miljøpåvirkninger	2 - Medium	The reason why zink appears as a major influence of the results should be explained. In the sensitivity analysis, it is mentioned that the results for zink are so unsure that they may not be valid. If this is the case, then it should be mentioned also when presenting the results for toxicity categories in other places of the report.	Formulations regarding the influence of zinc and the uncertainty of toxicity results are revised significantly.	OK		
Konklusioner	1 - High	The conclusions could be elaborated to identify significant issues.	Is elaborated.	OK		

### 3.4 Other comments

Chapter / Section	Level of importance	Comment	Response to comment	Opinion of LCA review team	New response following opinion of LCA team	Final verdict of LCA team
3. Scenarier	2 - Medium	The aspect of cascading use of wood / how many times can wood be recycled should be discussed.	A comment is now made regarding this point.	OK		
5. Resultater af livscyklusvurderingen	2 - Medium	We suggest to show the results both in absolute values (e.g. CO <sub>2</sub> -eq. & PE) as well as in relative difference, where Scenario 0 is 100%. At present it is difficult to see on the graphs whether there is a significant difference for many of the environmental impact categories (e.g. eutrofication, photochemical ozone formation, particulate matter, etc.). The absolute values could be just be tables in annexes and only the relative results shown.			Within the time frame of the project this has unfortunately not been possible.	-
6. Følsomhedsanalyse	2 - Medium	We suggest to show the results both in absolute values (e.g. CO <sub>2</sub> -eq. & PE) as well as in relative difference,			Within the time frame of the project this has unfortunately not been possible.	-

r		where Scenario 0 is 100%. At present it is difficult to see on the graphs whether there is a significant difference for many of the environmental indicators.				
---	--	---	--	--	--	--





### Projekter for bedre ressourceudnyttelse

Der er i perioden januar- juni 2014 foretaget en livscyklusvurdering af behandlingen af dansk træaffald. Analysen blev udført af Teknologisk Institut for Miljøstyrelsen. Analysen er bl.a. baseret på en kortlægning af hvor store mængder dansk træaffald, der i 2012 genanvendtes og forbrændtes.

Genanvendeligt træaffald repræsenterer den del af træaffaldet, som genereres i Danmark, og som er egnet til genanvendelse eller forbrænding på almindelige affaldsforbrændingsanlæg. Dette udelader træaffald behandlet med imprægneringsmidler såsom kreosot, krom, kobber og arsen.

De potentielle miljøpåvirkninger fra fire forskellige scenarier (0-3) for behandling af træaffald er undersøgt: 0) Nuværende situation for behandling af træaffald, 1) Energidnyttelse på affaldsforbrændingsanlæg, 2) Genanvendelse i dansk spånpladeproduktion og 3) Genanvendelse i tysk spånpladeproduktion.

Overordnet kan det konkluderes, at forskellen imellem miljøpåvirkningerne fra genanvendelse versus forbrænding af træaffald er begrænset. Dog medfører genanvendelse større miljøbesparelser end forbrænding af træaffald i flere miljøpåvirkningskategorier, mest tydeligt drivhuseffekt og forbrug af fossile ressourcer.

I perioden 2014-2016 udførte Deloitte Consulting for Miljøstyrelsen en samfundsøkonomisk vurdering af behandling af genanvendeligt træaffald.



Miljøstyrelsen  
Haraldsgade 53  
2100 København Ø

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)