

Technical University of Denmark



Livscykluscreening af affaldsforebyggelse

Emballageaffald og bygge- og anlægsaffald

Brogaard, Line Kai-Sørensen; Damgaard, Anders; Astrup, Thomas Fruergaard

Publication date:
2016

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Brogaard, L. K-S., Damgaard, A., & Astrup, T. F. (2016). Livscykluscreening af affaldsforebyggelse: Emballageaffald og bygge- og anlægsaffald. København: Miljøstyrelsen. (Miljøprojekter; No. 1849, 2016).

DTU Library

Technical Information Center of Denmark

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Miljø- og Fødevarerministeriet
Miljøstyrelsen

Livscyklus- screening af affalds- forebyggelse

Emballageaffald og bygge- og anlægsaffald

Miljøprojekt nr. 1849, 2016

Titel:

Livscyklus-screening af affaldsforebyggelse

Redaktion:

Line Kai-Sørensen Brogaard
Anders Damgaard
Thomas Astrup

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2016

ISBN nr.

978-87-93435-63-6

Ansvarsfraskrivelse:

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

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	4
Sammenfatning	5
Summary	8
1. Indledning	11
1.1 Baggrund	11
1.2 Formål	11
1.3 Afgrænsning af LCA-screening.....	12
2. Metodebeskrivelse	13
2.1 LCA-screening.....	13
2.2 Beregningsmetode	13
2.2.1 Funktionel enhed	13
2.2.2 Fastlæggelse af miljøpåvirkninger for produktion af materialer	14
2.2.3 Systemafgrænsning	14
2.3 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater	15
2.4 Livscyklusvurderings-værktøjet EASETECH	16
3. Data anvendt i LCA-screening	18
3.1 Affaldssammensætning	18
3.1.1 Emballage – aluminium, glas, metal, pap, papir, plast	18
3.1.2 Bygge- og anlægsaffald – mursten, gips og beton	20
3.2 Affaldsbehandling	21
3.2.1 Emballage – aluminium, glas, metal, pap, papir, plast	21
3.2.2 Bygge/anlægsaffald – mursten, gips og beton.....	22
3.3 Opstillede scenarier	23
4. Resultater og diskussion	24
5. Konklusion	28
Referencer	29
Bilag 1: Normaliserede resultater	31
Bilag 2: Rangordning	40

Forord

Denne rapport indeholder en livscyklus-screening (LCA-screening) af effekten af forebyggelse af affald ved undgået produktion. De udvalgte affaldstyper er emballageaffald (aluminium, glas, metal, pap, papir og plast) fra husholdninger samt bygge- og anlægsaffald (beton, gips og mursten).

LCA-screeningen er udført for Miljøstyrelsen af DTU Miljø i 2015 som en del af en ydelsesaftale mellem Miljøstyrelsen og DTU om forskningsbaseret myndighedsbetjening inden for affald- og ressourceområdet. LCA-screeningen blev udført vha. LCA-modellen EASETECH, som er udviklet af DTU Miljø til miljøvurdering af affaldssystemer. Rapporten har ikke været under eksternt review.

Fra Miljøstyrelsen er kontaktpersonerne Anne-Mette Lysemose Bendsen og Thilde Fruergaard Astrup.

Rapporten blev udarbejdet af Line Kai-Sørensen Brogaard, Anders Damgaard og Thomas Astrup fra DTU Miljø.

Sammenfatning

Formålet med projektet er at fastlægge metodegrundlag for vurdering af miljøpåvirkninger ved forebyggelse af affald. I dette projekt blev miljøpåvirkningerne ved forebyggelse sammenlignet med miljøpåvirkningerne ved at genanvende affald. Derudover var formålet at udføre LCA-screening på udvalgte affaldsfraktioner; emballageaffald (aluminium, glas, metal, pap, papir og plast) og bygge- og anlægs-affald (beton, gips og mursten).

Det blev fundet, at der for stort set alle materiale opnås miljøbesparelser ved at forebygge affald fremfor at genanvende affaldet. I Tabel S1 er de karakteriserede resultater vist for alle materialer og alle miljøpåvirkningskategorier per ton affald forebygget. For nogle af materialerne er netto-miljøgevinsten tæt ved nul, hvilket skyldes høje substitutionsrater for f.eks. gips (på 1:1). Det betyder, at der genanvendes en lige så stor mængde materiale, som der produceres opstrøms. Hvis affaldsbehandlingen/genanvendelsesprocessen ikke bidrager med store miljøpåvirkninger, bliver forskellen mellem forebyggelse og genanvendelse meget lille eller tæt på nul.

TABEL S1

KARAKTERISEREDE RESULTATER PER TON AFFALD FOREBYGGET FOR EMBALLAGEAFFALD OG BYGGE OG ANLÆGSAFFALD. NEGATIVE VÆRDIER INDIKERER BESPARELSER VED AT FOREBYGGE FREMFOR AT GENANVENDE DET PÅGÆLDENDE AFFALD. CTU: COMPARABLE TOXIC UNIT. AE: ACCUMULATED EXCEEDENCE. EQ: EKVIVALENTER.

Miljøpåvirkningskategori	Enhed	Emballageaffald						Bygge- og anlægsaffald		
		Aluminium	Glas	Metal	Pap	Papir	Plast	Beton	Gips	Mursten
Drivhuseffekt	kg CO ₂ -Eq	-4518	-585	-483	-335	-401	-1010	-125	-3	-181
Stratosfærisk ozon nedbrydning	kg CFC-11-Eq	-7·10 ⁻⁵	-1·10 ⁻⁷	-3·10 ⁻⁷	-5·10 ⁻⁶	-1·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁵	-5·10 ⁻⁶	-1·10 ⁻⁹	-2·10 ⁻⁵
Fotokemisk ozondannelse	kg NMVOC	-11	-2	-5·10 ⁻¹	-5·10 ⁻¹	-12	-2	-3·10 ⁻¹	-5·10 ⁻³	-3·10 ⁻¹
Ioniserende stråling, human sundhed	kg U ₂₃₅ -Eq	-162	-3·10 ⁻¹	-1	-3	-3	-23	-3	-5·10 ⁻³	2
Partikler	kgPM _{2.5} -Eq	-1	-1·10 ⁻¹	-5·10 ⁻²	-8·10 ⁻²	-1·10 ⁻¹	-1	-3·10 ⁻²	-3·10 ⁻⁴	-1·10 ⁻²
Forsuring	AE	-15	-3	-1	-1	-1	-2	-4·10 ⁻¹	-7·10 ⁻³	-3·10 ⁻¹
Ferskvands-eutrofiering	kg P-Eq	-4·10 ⁻⁴	-5·10 ⁻⁵	-1·10 ⁻⁵	-7·10 ⁻³	-4·10 ⁻³	-3·10 ⁻²	-1·10 ⁻³	-2·10 ⁻⁷	1·10 ⁻⁴
Marineutrofiering	kg N-Eq	-3	-1	-2·10 ⁻¹	-3·10 ⁻¹	-3·10 ⁻¹	-1·10 ⁻²	-1·10 ⁻¹	-2·10 ⁻³	-1·10 ⁻¹
Terrestrisk eutrofiering	AE	-38	-8	-2	-2	-3	-1·10 ⁻¹	-1	-2·10 ⁻²	-1
Humantoksicitet, cancerteffekter	CTU	-5·10 ⁻⁷	-2·10 ⁻⁸	-5·10 ⁻⁷	-6·10 ⁻⁷	-6·10 ⁻⁸	-9·10 ⁻⁶	-1·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻¹⁰	-9·10 ⁻⁷
Humantoksicitet, ikke-cancereffekter	CTU	-4·10 ⁻⁵	-3·10 ⁻⁶	-8·10 ⁻⁵	-1·10 ⁻⁵	-2·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁵	-5·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁸	3·10 ⁻⁷
Økotoksicitet	CTU	-108	-1	-53	-80	-1	-218	-21	-6·10 ⁻²	-11
Forbrug af abiotiske ressourcer, fossile brændsler	MJ	-12533	-4140	-3260	-4112	-2739	-20794	-657	-26	-3290
Forbrug af abiotiske ressourcer, grundstoffer	kg anti-mony-Eq	-2·10 ⁻³	-7·10 ⁻⁹	-3·10 ⁻⁴	-3·10 ⁻³	-1·10 ⁻⁴	-3·10 ⁻²	-1·10 ⁻³	-2·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁴

Tabel S2 viser rangordning af affaldsfraktioner for hver miljøpåvirkningskategori. For hver række er materialet med den største besparelse af miljøpåvirkning angivet med scoren 1 (grøn). Omvendt er materialet med den største miljøpåvirkning, hvilket stadig godt kan være en besparelse, angivet med scoren 9 (rød). Forebyggelse af aluminium og plast giver de største besparelser af miljøpåvirkninger, for næsten alle miljøpåvirkningskategorier. Sammenlignet med emballageaffald giver bygge- og anlægsaffald lavere besparelser, men som det kan ses i Tabel s1 opnås stadig miljøbesparelser ved forebyggelse af bygge- og anlægsaffald.

TABEL S2
RANGORDNING FRA 1-9 AF NETTO MILJØPÅVIRKNING FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON AF HVER AFFALDSFRAKTION.
GRØN/1: AFFALDSFRAKTION MED LAVEST MILJØPÅVIRKNING OG RØD/9: AFFALDSFRAKTION MED HØJEST/STØRST MILJØPÅVIRKNING.

Miljøpåvirknings-kategori	Emballageaffald						Bygge- og anlægsaffald		
	Aluminium	Glas	Metal	Pap	Papir	Plast	Beton	Gips	Mursten
Drivhuseffekt	1	3	4	6	5	2	8	9	7
Stratosfærisk ozon nedbrydning	1	8	7	5	6	2	4	9	3
Fotokemisk ozondannelse	2	4	6	5	1	3	8	9	7
Ioniserende stråling, human sundhed	1	7	6	3	4	2	5	8	9
Partikler	1	4	6	5	3	2	7	9	8
Forsuring	1	2	6	5	4	3	7	9	8
Ferskvands-eutrofiering	5	6	7	2	3	1	4	8	9
Marin-eutrofiering	1	2	5	4	3	8	6	9	7
Terrestrisk eutrofiering	1	2	4	5	3	8	6	9	7
Humantoksicitet, cancer-effekter	6	8	5	4	7	1	2	9	3
Humantoksicitet, ikke-cancereffekter	2	6	1	4	7	3	5	8	9
Økotoksicitet	2	8	4	3	7	1	5	9	6
Forbrug af abiotiske ressourcer, fossile brændsler	2	3	6	4	7	1	8	9	5
Forbrug af abiotiske ressourcer, grundstoffer	3	9	5	2	7	1	4	8	6

Data for de producerede mængder af hver affaldstype blev brugt til at vægte resultaterne i Tabel S2. På den måde gives et overblik (i Tabel S3) over betydningen af affaldsfraktioner, som produceres i store mængder med en lille miljøgevinst (i forhold til de andre affaldsfraktioner). Da mængderne af bygge- og anlægsaffald er meget større end de øvrige affaldsfraktioner, vil rangordningen mellem fraktionerne potentielt ændres, se Tabel S3. Aluminium og plast er dog stadig højt placeret i rangordenen i Tabel S3. Det betyder, at disse fraktioner altid vil være fordelagtige at forebygge. Mængden af papir er større end de andre emballagetyper og papir rangeres højt, når mængden inddrages i vurderingen. Ved vægtning med mængderne af produceret affald er beton, plast og papir rangeret højest.

TABEL S3
RANGORDNING FRA 1-9 AF SAMLET MILJØPÅVIRKNING PÅ DRIVHUSEFFEKT FOR FOREBYGGELSE AF HVER AFFALDSFRAKTION.

Rangordning	Emballageaffald						Bygge- og anlægsaffald		
Reference flow	Aluminium	Glas	Metal	Pap	Papir	Plast	Beton	Gips	Mursten
1 ton affald	1	3	4	6	5	2	8	9	7
Total mængde affald produceret	4	7	8	6	3	2	1	9	5

For nogle få miljøpåvirkningskategorier ses ikke besparelser ved forebyggelse. Dette kan skyldes, at der i denne LCA-screening ikke er vurderet usikkerhed på data. En anden grund kan være, at der kun er anvendt data fra tilgængelige databaser og litteratur, og altså ikke indsamlet data specifikt for danske forhold. Kvaliteten af data er ikke efterprøvet og følsomheden overfor resultaterne er ikke vurderet. Denne screening giver derfor udelukkende et overordnet indblik i miljøpåvirkningerne ved at forebygge fremfor at genanvende. Ved vurdering af konkrete initiativer til forebyggelse er det nødvendigt med en specifik vurdering af datakvalitet og datausikkerheder for at opnå robuste konklusioner.

Summary

The project aims to develop a methodological basis for evaluating the environmental impacts of waste prevention. In this project, the environmental impacts of prevention were compared to the environmental impacts from recycling. In addition, the purpose was to perform a LCA-screening of selected waste fractions; packaging waste (aluminium, glass, metal, cardboard, paper and plastic) and construction and demolition waste (concrete, gypsum and bricks).

Environmental savings were found by preventing waste instead of recycling it. Table s1 shows characterized results for all materials and all environmental impact categories per tonne of waste prevented. For some of the materials net environmental impacts are close to zero, this can be due to high substitution rates for example for gypsum (1:1). This means that an equally large amount of material is recycled compared to what is produced upstream, and if the waste treatment / recycling process does not provide major environmental impacts, the total will be very small or close to zero.

TABLE S1
CHARACTERISED RESULTS PER TONNE OF WASTE PREVENTED OF PACKAGING WASTE AND CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTE. NEGATIVE VALUES MEANS SAVINGS WHEN PREVENTING THE RELEVANT WASTE. CTU: COMPARABLE TOXIC UNIT. AE: ACCUMULATED EXCEEDENCE. EQ: EQUIVALENTS.

Impact category	Unit	Packaging waste						Construction and demolition waste		
		Aluminium	Glass	Metal	Cardboard	Paper	Plastic	Concrete	Gypsum	Bricks
Climate change	kg CO ₂ -Eq	-4518	-585	-483	-335	-401	-1010	-125	-3	-181
Stratospheric ozone depletion	kg CFC-11-Eq	-7·10 ⁻⁵	-1·10 ⁻⁷	-3·10 ⁻⁷	-5·10 ⁻⁶	-1·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁵	-5·10 ⁻⁶	-1·10 ⁻⁹	-2·10 ⁻⁵
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	-11	-2	-5·10 ⁻¹	-5·10 ⁻¹	-12	-2	-3·10 ⁻¹	-5·10 ⁻³	-3·10 ⁻¹
Ionising radiation	kg U235-Eq	-162	-3·10 ⁻¹	-1	-3	-3	-23	-3	-5·10 ⁻³	2
Particulate matter	kgPM2.5-Eq	-1	-1·10 ⁻¹	-5·10 ⁻²	-8·10 ⁻²	-1·10 ⁻¹	-1	-3·10 ⁻²	-3·10 ⁻⁴	-1·10 ⁻²
Terrestrial acidification	AE	-15	-3	-1	-1	-1	-2	-4·10 ⁻¹	-7·10 ⁻³	-3·10 ⁻¹
Freshwater eutrophication	kg P-Eq	-4·10 ⁻⁴	-5·10 ⁻⁵	-1·10 ⁻⁵	-7·10 ⁻³	-4·10 ⁻³	-3·10 ⁻²	-1·10 ⁻³	-2·10 ⁻⁷	1·10 ⁻⁴
Marine eutrophication	kg N-Eq	-3	-1	-2·10 ⁻¹	-3·10 ⁻¹	-3·10 ⁻¹	-1·10 ⁻²	-1·10 ⁻¹	-2·10 ⁻³	-1·10 ⁻¹
Terrestrial eutrophication	AE	-38	-8	-2	-2	-3	-1·10 ⁻¹	-1	-2·10 ⁻²	-1
Human toxicity, carcinogenic	CTU	-5·10 ⁻⁷	-2·10 ⁻⁸	-5·10 ⁻⁷	-6·10 ⁻⁷	-6·10 ⁻⁸	-9·10 ⁻⁶	-1·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻¹⁰	-9·10 ⁻⁷
Human toxicity, non-carcinogenic	CTU	-4·10 ⁻⁵	-3·10 ⁻⁶	-8·10 ⁻⁵	-1·10 ⁻⁵	-2·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁵	-5·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁸	3·10 ⁻⁷
Ecotoxicity	CTU	-108	-1	-53	-80	-1	-218	-21	-6·10 ⁻²	-11
Resources, depletion of abiotic resources, fossil	MJ	-12533	-4140	-3260	-4112	-2739	-20794	-657	-26	-3290
Resources, depletion of abiotic resources	kg anti-mony-Eq	-2·10 ⁻³	-7·10 ⁻⁹	-3·10 ⁻⁴	-3·10 ⁻³	-1·10 ⁻⁴	-3·10 ⁻²	-1·10 ⁻³	-2·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁴

Table S2 shows the ranking of environmental effects for each of the waste types. Each row shows the material that had the largest saving of environmental impact, this material got the score 1 (green). The material with the largest environmental impact, which could still be a saving, got the score 9 (red). Prevention of aluminium and plastic provides the largest savings of environmental impacts for almost all impact categories compared to the other types of waste. When comparing packaging waste with construction and demolition waste, the latter provides lower savings, but as can be seen in Table s1 prevention of construction and demolition waste still leads to environmental savings.

TABLE S2
RANKING FROM 1-9 OF TOTAL ENVIRONMENTAL IMPACT OF PREVENTION OF 1 TON OF EACH WASTE FRACTION. GREEN / 1: WASTE FRACTION WITH LOWEST ENVIRONMENTAL IMPACT AND RED / 9: WASTE FRACTION WITH HIGHEST / LARGEST IMPACT.

Impact category	Packaging waste						Construction and demolition waste		
	Aluminium	Glass	Metal	Cardboard	Paper	Plastic	Concrete	Gypsum	Bricks
Climate change	1	3	4	6	5	2	8	9	7
Stratospheric ozone depletion	1	8	7	5	6	2	4	9	3
Photochemical oxidant formation	2	4	6	5	1	3	8	9	7
Ionising radiation	1	7	6	3	4	2	5	8	9
Particulate matter	1	4	6	5	3	2	7	9	8
Terrestrial acidification	1	2	6	5	4	3	7	9	8
Freshwater eutrophication	5	6	7	2	3	1	4	8	9
Marine eutrophication	1	2	5	4	3	8	6	9	7
Terrestrial eutrophication	1	2	4	5	3	8	6	9	7
Human toxicity, carcinogenic	6	8	5	4	7	1	2	9	3
Human toxicity, non-carcinogenic	2	6	1	4	7	3	5	8	9
Ecotoxicity	2	8	4	3	7	1	5	9	6
Resources, depletion of abiotic resources, fossil	2	3	6	4	7	1	8	9	5
Resources, depletion of abiotic resources	3	9	5	2	7	1	4	8	6

Data for the quantities produced of each type of waste, were used to weight the results in Table S2. This shows that waste fractions produced in large quantities with a low environmental impact (relative to the other waste fractions). Since quantities of construction and demolition waste are much larger than the other waste fractions, the ranking of the fractions will potentially change, see Table S3. Aluminium and plastic are still high in the ranking in Table s3. This means that these will always be preferable to prevent. The amount of paper is larger than the other types of packaging and paper are ranked high when the results are weighted by the amount. Concrete, plastic and paper ranked the best in savings of environmental impacts when weighting the results by the amounts of waste generated.

TABLE S3
RANKING FROM 1-9 OF TOTAL IMPACT ON CLIMATE CHANGE OF PREVENTION OF THE WASTE FRACTIONS.

Ranking of impact on Climate change	Packaging waste						Construction and demolition waste		
	Aluminium	Glass	Metal	Cardboard	Paper	Plastic	Concrete	Gypsum	Bricks
Reference flow									
1 ton of waste	1	3	4	6	5	2	8	9	7
Total amount of waste produced	4	7	8	6	3	2	1	9	5

No savings were seen by preventing waste for a few impact categories. This was partly due to the fact that in this LCA screening uncertainty of data was not evaluated. Another reason may be that only data from available databases and literature are used and not data collected specifically for Danish conditions. The quality of the data is not verified and sensitivity analysis was not done. This screening provides an overview of the environmental impact by preventing instead of recycling. Specific assessment of data quality and uncertainties are needed to obtain robust conclusions when evaluating specific initiatives to waste prevention.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Et af de centrale mål i det Europæiske affaldsdirektiv (Directive 2008/98/EF) er at afkoble økonomisk vækst fra miljøbelastningen ved affaldshåndtering. Dette kan blandt andet gøres gennem affaldsforebyggelse og øget genanvendelse. Miljøstyrelsen udkom i 2015 med en ressourcestrategi om forebyggelse af affald. Denne rapport indgår som en del af baggrundsmaterialet i relation til aktiviteter omkring affaldsforebyggelse hos Miljøstyrelsen.

I affaldshierarkiet er forebyggelse af affald øverst og har første prioritet, efterfulgt af: forberedelse med henblik på genbrug, genanvendelse, anden nyttiggørelse, f.eks. energiudnyttelse, og bortskaffelse som sidste prioritet. I det Europæiske affaldsdirektiv er affaldsforebyggelse defineret som foranstaltninger, der træffes, inden stoffer, materialer eller produkter bliver til affald, og som mindsker:

- a) affaldsmængden, herunder via genbrug af produkter eller forlængelse af produkternes levetid
- b) de negative konsekvenser, som det producerede affald har for miljøet og menneskers sundhed, eller
- c) indholdet af skadelige stoffer i materialer og produkter.

Affaldsforebyggelse kan derved ske gennem undgået produktion, affaldsminimering, altså hvor mængden af affald gøres mindre, men også ved at affaldets sammensætning ændres og farlige stoffer i affaldet fjernes. Genanvendelse af materialer er ikke affaldsforebyggelse. Affaldsforebyggelse kan ses som en del af et bæredygtigt samfund, hvor et bæredygtigt forbrug hjælper til at mindre bruges og smides væk umiddelbart efter, og at der samlet set genbruges mere. Begge dele vil lede til undgået produktion af materialer og produkter opstrøms for forbrugeren. Ved genbrug minimeres mængden af affald og produkternes levetid forlænges. Produkterne vil dog ved endt levetid blive til affald; dette vil bare ske senere end hidtil.

1.2 Formål

Fokus i denne rapport er på forebyggelse af affald. Projektet vurderer miljøkonsekvenserne ved at forebygge fremfor at genanvende emballageaffald og bygge- og anlægsaffald. Derudover udarbejdes en rangordning af affaldsfraktionerne i forhold til potentiel miljøgevinst ved forebyggelsen. I denne screening medtages udelukkende affaldsforebyggelse i form af undgået produktion. Dette betyder, at det antages, at materialet reelt kan undgås og ikke vil kræve andre materialer eller tilskynde til andet forbrug.

Formålet med projektet er fastlæggelse af metodegrundlag for LCA af affaldsforebyggelse og dernæst en kvantificering af miljøpåvirkningerne ved affaldsforebyggelse, med udgangspunkt i fraktionerne: emballageaffald fra husholdninger samt bygge- og anlægsaffald.

Rapporten præsenterer metodebeskrivelse for livscyklusvurdering (LCA) af affaldsforebyggelse. Derudover præsenteres en LCA-screening af udvalgte cases for emballageaffald og bygge- og anlægsaffald. Data anvendt i screeningerne, affaldssammensætningen og data for affaldsbehandlingen præsenteres. Figurer for de opstillede scenarier vises og derefter vises resultaterne for miljøpåvirkningerne fra forebyggelsen. Rapporten tager udgangspunkt i to yderpunkter: det ene er forebyggelse

ved undgået produktion og den anden er den bedst mulige behandling af affaldet i form af 100 % indsamling og genanvendelse.

1.3 Afgrænsning af LCA-screening

Denne rapport indeholder en LCA-screening og dermed ikke en fuld detaljeret livscyklusvurdering (LCA). Dog følger rapporten de overordnede principper for LCA givet af ISO standarderne 14040 og 14044, men rapporten gennemgår ikke eksternt kritisk review og indeholder ikke udtømmende vurdering af følsomhed og fuldstændighed af data i forhold til geografisk og tidsmæssig relevans. Data er fundet via tilgængelig litteratur og databaser, hvilket vil sige, at der ikke er produceret data specifikt til denne LCA-screening. Påvirkningskategorier omhandlende vand- og arealforbrug er ikke medtaget.

I denne rapport er det valgt at fokusere screeningen på undgået produktion uden at tage højde for afledte effekter, såsom anden produktion og forbrug af produkter som købes i stedet for de forebyggede. For alle typer affald gælder, at affaldet oprindeligt har været en vare, som købes af en forbruger og hvis dette køb ikke foretages kan pengene bruges anderledes til andre varer.

Transport er ikke medtaget i LCA-screeningen, da dette vil være meget forskelligt i specifikke tilfælde og fokus er på miljøpåvirkninger ved forebyggelse og affaldsbehandlingen. Transporten betyder normalt ikke meget – der kan køres langt før det svarer til hvad der udledes ved produktion og affaldsbehandling. Tilsvarende er det forudsat, at de berørte affaldsfraktioner udsorteres og indsamles med 100 % effektivitet hos borgeren, dvs. eventuelle tab og alternativ behandling (så som forbrænding) af genanvendelige fraktioner er ikke medtaget.

De valgte affaldsfraktioner kan forebygges på forskellig vis. Der er tidligere udgivet en rapport om indikatorer for affaldsforebyggelse fra Kirkeby et al. (2014). Denne rapport beskriver blandt andet at affaldsforebyggelsen af fraktioner, som er svære at undgå, kan ske i form af færre farlige stoffer i materialet/varen. For emballage vil ændret produktion medføre materialebesparelse (og dermed undgået produktion) eller en produktion, som er mindre miljøbelastende. For bygge- og anlægsaffald vil ændret og undgået produktion kunne være relevant, men også færre farlige stoffer i materialerne.

2. Metodebeskrivelse

2.1 LCA-screening

Livscyklusvurderinger bruges typisk til at vurdere miljøpåvirkninger af produktsystemer såvel som servicesystemer som f.eks. affaldsbehandling. Forbrug af ressourcer og emissioner fra alle stadier i levetiden af et produkt eller system aggregeres og omregnes til påvirkninger af miljøpåvirkningskategorier som Drivhuseffekt, Forsuring og Human Toksicitet. I vurdering af affaldssystemer starter vurderingen traditionelt efter at affaldet er produceret. LCA af affaldssystemer kan anvendes til at vurdere hvilken en affaldsbehandlingsmetode, der er den bedste ud fra et miljøperspektiv. Da vurderingen af affaldssystemer starter efter produktionen af affald medtages ingen miljøpåvirkninger opstrøms ("nul-byrde"-tilgang), da disse miljøpåvirkninger anses for at være associeret med brugsfasen af produkter snarere end affaldsfasen (dvs. produkter fremstilles for at kunne anvendes og ikke med henblik på at skulle være affald). Processerne opstrøms for affaldssystemet antages også at være ens og derfor kan disse udelades ved sammenligningsvurderinger. En LCA-screening opfattes typisk som en "light-version" af en fuld livscyklusvurdering. En LCA-screening baseres ofte på tilgængelige data, uden egentlig vurdering af usikkerheder, begrænset diskussion af resultater og uden inddragelse af eksternt review af rapporten. En LCA-screening kan derved opfattes som et element i en indledende fase af miljøvurderingen.

2.2 Beregningsmetode

Hvis der i et affaldsbehandlingssystem genanvendes affald som kan erstatte et konventionelt produkt/energi, spares de miljøpåvirkninger, som ellers ville have opstået ved at producere det konventionelle produkt/energi. Dermed ses resultater fra LCA af affaldssystemer ofte som besparelser, da de miljømæssige omkostninger, der er ved at genanvende/behandle affaldet er mindre, end de besparelser der fremkommer ved at spare konventionel produktion af materialer og energi. Det vil også sige, at jo mere affald der behandles, des større besparelse af miljøpåvirkninger. Forebyggelse af affald i en "normal" livscyklusvurdering, vil give færre miljøbesparelser i forhold til det oprindelige system, idet der nu kun håndteres og udnyttes en mindre mængde affald. Scenariet med mere affald vil dermed være at foretrække, hvilket ikke er reelt.

Ved LCA'er med sammenligning af flere scenarier for affaldsforebyggelse, vil den funktionelle enhed være mængden af affald, som sendes til behandling i et bestemt geografisk område (Ekvall et al., 2007; Nessi et al., 2013). Det betyder også, at miljøpåvirkningerne fra produktionen af materialerne og fødevarer skal medtages i livscyklusvurderingen. På den måde vurderes det hvor meget af de opstrøms byrder fra produktionen, som kan genvindes gennem affaldsbehandling. Det scenarie hvor der forebygges affald vil dermed være bedre, da der er færre byrder opstrøms som skal forsøges genvundet. "Nul-byrde"-tilgangen, som normalt anvendes for affaldshåndteringssystemer, er derfor ikke brugbar i relation til affaldsforebyggelse (Finnveden, 1999; Ekvall et al. 2007).

2.2.1 Funktionel enhed

Den funktionelle enhed beskriver den service, som vurderingen undersøger. Hvis systemer skal sammenlignes, skal den funktionelle enhed være sammenlignelig og udføre samme service.

I denne rapport er fokus på forskellige produkter og miljøpåvirkningerne ved forebyggelse sammenlignet med alternative muligheder for genanvendelse eller energiudnyttelse. Den funktionelle enhed er defineret som:

Forebyggelse af 1 ton affald (emballageaffald fra husholdninger eller bygge- og anlægsaffald) i Danmark. Sammensætningen af de udvalgte affaldsfraktioner er beskrevet under afsnit 3.1 og data for genanvendelsen af de samme fraktioner er beskrevet i afsnit 3.2.

2.2.2 Fastlæggelse af miljøpåvirkninger for produktion af materialer

Ved at medtage miljøpåvirkninger fra produktionen af materialer og produkter kan det vurderes hvor meget der kan genvindes ved at behandle affaldet sammenlignet med undgået produktion. Dette gøres ved at bestemme sammensætningen af affaldet i en sådan detaljegrad, at det er muligt at estimere typen af produkter eller materialer i affaldet. Det vil sige, det er ikke nødvendigt at kende den kemiske sammensætning. En opgørelse af materialernes fordeling skal være så detaljeret at den også indeholder en underopdeling af materialer som f.eks. plast eller glas. Plast kan f.eks. bestå af polyethylen, polypropylene og polyvinylchlorid og glas af brunt, grønt og klart glas.

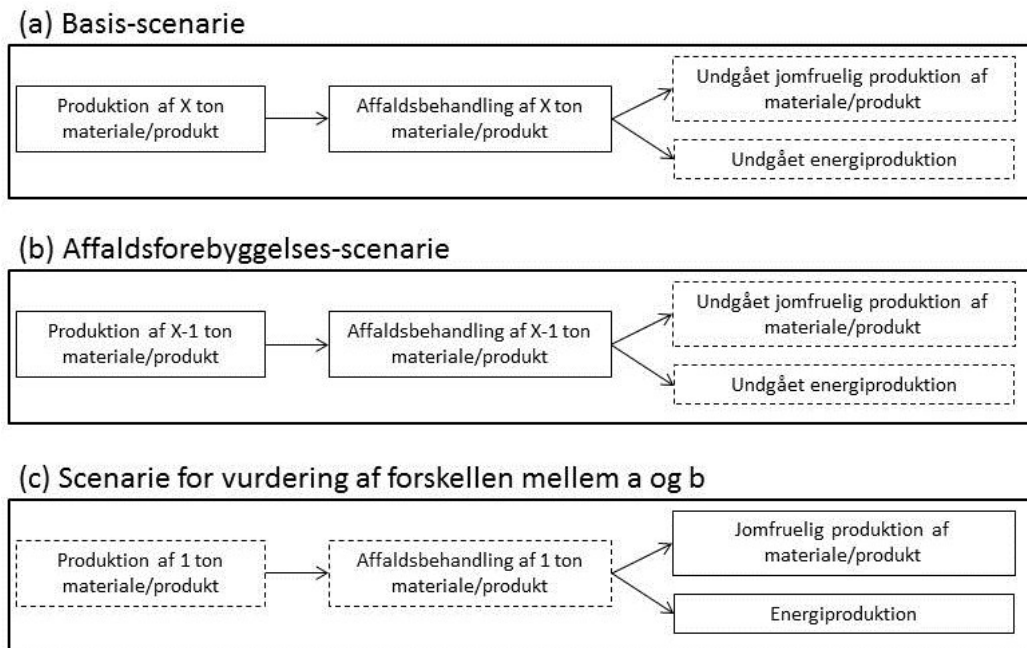
For de opstrøms processer skal vandindholdet i affaldet (f.eks. papiraffald) omregnes til et niveau som svarer til jomfrueligt papir (eller til det vandindhold som den jomfruelige proces beskriver). Derfor bestemmes massen af hvert af materialerne i affaldet, og da dette vil indeholde et vandindhold fra materialets brug eller fra andre mere våde affaldstyper multipliceres massen af hvert materiale med tørstofindholdet i materialet. Dette gøres for at undgå at overestimere mængden af materiale, som er produceret opstrøms. Derved bliver 1 ton papaffald med et tørstofindhold på 84 % opstrøms repræsenteret af 0,84 ton jomfrueligt produceret pap. Data for tørstof-indholdet brugt i dette studie kan findes i Sektion 3.

Substitutionen af genanvendte materialer nedstrøms skal udgøres af de samme processer som bruges opstrøms. Det er gældende hvis det er teknisk muligt at genanvende og derved substituere et materiale, som er det samme som blev produceret opstrøms. I nogle tilfælde f.eks. for genanvendelse af knust beton, vil det ikke være muligt at substituere beton, men derimod vil det være relevant at substituere grus.

2.2.3 Systemafgrænsning

For at illustrere systemafgrænsningen i dette projekt er Figur 1 opstillet. Basisscenariet vurderer produktion af x ton materiale og behandlingen af dette materiale, når det bliver til affald. For at kunne vurdere effekterne ved undgåelse af at producere og behandle 1 ton vurderes scenarie b, dvs. affaldsforebyggelsesscenariet. Her vurderes samme system som i basisscenariet, dog med et ton mindre. Hvis man trækker de to scenarier fra hinanden, får man scenarie c som er forskellen mellem den almindelige affaldsbehandling med f.eks. genanvendelse og så affaldsforebyggelse.

System c beskriver den undgåede produktion af 1 ton materiale samt den undgåede affaldsbehandling af dette ene ton, når dette ville blive til affald. Derudover medtages produktion af jomfrueligt materiale og energi som skal produceres, da affaldet nu ikke eksisterer og dermed ikke genanvendes eller energiodnyttes. Resultaterne af denne screening er dermed vist for system c.



FIGUR 1
SCENARIOEPSTILLING FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON AFFALD VED UNDGÅET PRODUKTION. STIPLEDE LINJER
REPRÆSENTERER UNDGÅET PRODUKTION.

Der er i denne LCA-screening ikke taget højde for relaterede effekter, såsom hvilke materialer der ville produceres i stedet for de forebyggede eller hvilke produkter forbrugeren ville købe, hvis de skulle undgå at købe det som forebygges.

Alle materialer er antaget at blive produceret fra jomfruelige materialer og ingen genanvendte materialer indgår i den opstrøms produktion af materialerne.

Det antages også at markedet for materialer og energi har stigende eller uændret efterspørgsel. Siden affaldet forebygges, ved undgået produktion, skal jomfruelige materialer og energi produceres andetsteds, da disse ellers ville mangle i samfundet.

2.3 Miljøpåvirkningskategorier, LCIA-metoder og fortolkning af resultater

Til LCA-screeningen benyttes miljøpåvirkningskategorier og LCIA-metoder, som beskrevet og anbefalet af det europæiske forskningscenter i ILCD-håndbogen (JRC, 2011). Fra CML-metoden benyttes påvirkningskategorierne for abiotiske ressourcer (fossile som f.eks. kul og gas samt grundstoffer som f.eks. aluminium, kobber og zink). USEtox bruges til vurdering af potentielle påvirkninger på human- og økotoksicitet. Partikelstoffer, der påvirker åndedrættet, er ikke medtaget i humantoksicitet i USEtox. Partikelstoffer er derfor modelleret ifølge UPFM-modellen (Humbert, 2009). Brug af USEtox og UPFM-modellen er anbefalet i ILCD håndbogen (JRC, 2011).

De valgte miljøpåvirkningskategorier er vist i Tabel 1. USEtox og UPFM metoderne er behæftet med en del usikkerhed, hvilket bør tages i betragtning ved fortolkning af resultater.

De potentielle miljøpåvirkninger kan endvidere omregnes for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af en personækvivalent (PE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person i et specifikt område i et specifikt år – dette kaldes normalisering. Tabel 1 viser ligeledes de anvendte normaliseringsreferencer for omregning til personækvivalenter for de benyttede miljøpåvirkningskategorier (Blok et al., 2013).

TABEL 1

MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER OG NORMALISERINGSREFERENCER SOM ANVENDES I DETTE PROJEKT. CTU_H: COMPARATIVE TOXIC UNIT FOR HUMANS. CTU_E: COMPARATIVE TOXIC UNIT FOR ECOSYSTEM. ABIOTISK: RESOURCE SOM IKKE VEDRØRER ELLER STAMMER FRA LEVENDE ORGANISMER SOM F.EKS. METALLER OG FOSSILE BRÆNDSLER.

Påvirknings-kategori	Metode	Normaliserings reference	Enhed
Drivhuseffekt	IPCC 2007	8096	kg CO ₂ -Eq./PE/år
Stratosfærisk ozon nedbrydning	WMO 1999	0,0414	kg CFC11-Eq./PE/år
Fotokemisk ozondannelse	ReCiPe midpoint	56,7	kg-NMVOE Eq/person
Ioniserende stråling, human sundhed	Dreicer	1325	kBq U-235 air-Eq/person
Partikler	Humbert	2,76	kg PM _{2.5} /PE/år
Forsuring	Accumulated Exceedance	49,6	AE/PE/år
Ferskvands-eutrofiering	ReCiPe midpoint	0,62	kg P-Eq./PE/år
Marin-eutrofiering	ReCiPe midpoint	9,38	kg N-Eq./PE/år
Terrestrisk eutrofiering	Accumulated Exceedance	115	AE/PE/år
Humantoksicitet, cancereffekter	USEtox	0,0000542	CTU _H /PE/år
Humantoksicitet, ikke-cancereffekter	USEtox	0,0011	CTU _H /PE/år
Økotoksicitet	USEtox	665	CTU _E /PE/år
Forbrug af abiotiske ressourcer, fossile brændsler	CML	62400	MJ/PE/år
Forbrug af abiotiske ressourcer, grundstoffer	CML	0,0343	kg Sb-Eq./PE/år

Resultater i de toksiske påvirkningskategorier betragtes som mindre velunderbyggede, og derfor tillægges disse typisk mindre vægt end de ikke-toksiske påvirkningskategorier. Dette skyldes blandt andet generel enighed om beregningsmetoder for drivhuseffekt, forsuring etc., samt det forhold, at datagrundlaget for at vurdere toksicitet er væsentligt mere usikkert. I denne rapport er LCIA-metoden USEtox anvendt, som repræsenterer en "konsensusmodel" blandt LCA-eksperter til beregning af potentielle toksiske miljøpåvirkninger. Ved anvendelse af USEtox er der stor usikkerhed forbundet med de toksiske påvirkningskategorier, og derfor skal der være større forskel mellem resultater for toksiske miljøpåvirkninger for to forskellige scenarier i forhold til de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier, før man kan konkludere på signifikante forskelle (Rosenbaum et al., 2008).

2.4 Livscyklusvurderings-værktøjet EASETECH

LCA-screeningen er gennemført med modellen EASETECH (Clavreul et al., 2014), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning af materialefraktioner i affaldet beregnes ved hjælp af EASETECH masse-flow, ressourceforbrug og emissioner fra affaldssystemer, som defineres af brugeren. EASETECH omfatter kildesortering, indsamling og transport af affald, materialeopbevaringsfaciliteter, forbrændingsanlæg, komposteringsanlæg, biogasanlæg, kombinerede biogas- og komposteringsanlæg, deponeringsanlæg, anvendelse af organisk affald i jordbruget, genanvendelse af materialer, energidnyttelse samt materialeudnyttelse.

Modellen indeholder data for udvalgte anlæg og processer, men tillader også at specifikke anlæg opstilles og gemmes i modellen. Scenarier med flere strenge kan opstilles for et givet system startende med affaldsgenereringen og afsluttende med slutdisponeringen i et deponi, ved industriel materialeanvendelse, udspredd på landbrugsjord, udnyttelse i energianlæg eller ved materialeudnyttelse. Hvor der sker materialeanvendelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse, krediteres affaldssystemet for de ressourcemæssige og miljømæssige besparelser, der opnås ved, at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. EASETECH indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmfremstilling. Herudover kan data importeres fra kommercielle databaser.

3. Data anvendt i LCA-screening

3.1 Affaldssammensætning

Til at udføre en miljøvurdering af produktionen af materialerne opstrøms, dvs. inden materialerne bliver til affald og for behandlingen af de valgte affaldstyper, er der brug for store mængder data. Disse data skal dække forbrug af materialer, kemikalier, energi og vand såvel som alle typer af emissioner til jord, vand og luft. Data indsamles for den jomfruelige produktion såvel som for affaldsbehandlingen herunder genanvendelse og forbrænding for hver af de undersøgte affaldstyper.

3.1.1 Emballage – aluminium, glas, metal, pap, papir, plast

Materialetyperne som ønskes belyst i denne rapport består af flere forskellige underfraktioner f.eks. er glas en blanding af forskellige farver glas dvs. brunt, grønt og klart glas om hver har deres proces for produktion og genanvendelse. Sammensætning af husholdningsaffald i Danmark er analyseret af Møller et al. (2010). Mængderne af hver af emballagetyperne er bestemt ud fra dette studie og både typer og underkategorier kan ses i Tabel 2. Ud fra den gennemsnitlige sammensætning per ton husholdningsaffald er den procentvise fordeling beregnet for de emballageaffaldsfraktioner som ender som affald og som kan genanvendes. Dermed er der ikke taget højde for fejlsortering og fraktioner som ikke genanvendes. Processerne som er brugt til at modellere produktionen af emballagematerialerne er vist i Tabel 3.

TABEL 2
PROCENTFORDELING FOR EMBALLAGEFRAKTIONER AF TOTAL MÆNGDE HUSHOLDNINGSAFFALD OG AF MATERIALEFRAKTION. MÆNGDE TØRSTOF PER UNDERFRAKTION I % (EASETECH DATABASE, 2015; MØLLER ET AL., 2010).

Materialefraktion og underfraktioner	Procentfordeling af total mængde husholdningsaffald	Procent-fordeling på materialefraktioner	Mængde tørstof i affaldsfraktion
	%	%	%
Aluminium			
Dåser til drikkevarer (aluminium)	0,57	40	0,92
Aluminium folie og beholdere	0,47	33	0,81
Plast-coated aluminium folie	0,38	27	0,89
Total	1,42	100	
Glas			
Brunt glas	0,28	8	0,95
Grønt glas	1,16	33	0,97
Klart glas	2,04	59	0,88

Total	3,48	100	
Metal			
Dåser til madvarer (hvidblik/stål)	0,85	100	0,87
Total	0,85	100	
Pap			
Mælkekartoner (pap/plast)	1,61	50	0,83
Juicekartoner (pap/plast/aluminium)	0,59	18	0,84
Andet rent pap	1,04	32	0,84
Total	3,24	100	
Papir			
Avispapir	2,47	32,1	0,87
Magasiner	7,11	13	0,94
Reklamer	2,24	37,3	0,91
Bøger, telefonbøger	6,12	0,6	0,96
Kontorpapir	0,11	11,8	0,91
Andet rent papir	1	5,2	0,93
Total	19,05	100	
Plast			
Hård plast	1,02	32	0,97
Plast flasker	1,27	40	0,9
Blød plast	0,85	27	0,86
Total	3,14	100	

TABEL 3
PROCESSDATA ANVENDT I DENNE RAPPORT FOR JOMFRUELIG PRODUKTION AF EMBALLAGE-MATERIALER.

Materiale	Affaldsfraktion	Procesnavn	År	Reference
Glas	Klart glas	packaging glass, white, at plant, RER	2000-2014	Ecoinvent, 2015
	Grønt glas	packaging glass production, green	2000-2014	Ecoinvent, 2015
	Brunt glas	packaging glass production, brown	2000-2014	Ecoinvent, 2015
Pap	Andet rent pap	corrugated board box production	2008-2014	Ecoinvent, 2015
	Mælkekartoner (pap/plast)	liquid packaging board, at plant, RER	2009-2014	Ecoinvent, 2015
	Juicekartoner (pap/plast/aluminium)			

Metal	Dåser til madvarer (hvidblik/stål)	Steel Sheets (97.75% primary), Sweden	2008	EASETECH, 2015
Plast	Blød plast	polyethylene production, linear low density, granulate	1999-2001	Ecoinvent, 2015
	Plast flasker	polyethylene terephthalate production, granulate, bottle grade	1999-2014	Ecoinvent, 2015
	Hård plast	Polyethylene high density granulate (PE-HD), RER	1999	ELCD, 2014
Aluminium	Dåser til drikkevarer (aluminium)	Aluminum, Al (Primary), World average	2005	EASETECH, 2015
	Aluminium folie og beholdere			
	Plast-coated aluminium folie			
Papir	Avispapir	Virgin Newspaper, Europe (generic)	2001	Frees et al., 2005
	Andet rent papir			
	Reklamer	Virgin Fine Paper, Europe (generic)	2001	Frees et al., 2005
	Bøger, telefonbøger			
	Office paper			
	Kontorpapir			

3.1.2 Bygge- og anlægsaffald – mursten, gips og beton

Bygge- og anlægsaffald er en af de største affaldsfraktioner med henholdsvis 2,2 mio. tons i 2011 og 2,6 mio. tons i 2012 i Danmark (MST, 2014). Fraktionen dækker ”Bygge- og anlægsaffald”, sten, gips og asfalt. I den danske affaldsstatistik fra 2009 var beton udspecificeret fra de andre fraktioner og udgjorde 42 % af den totale mængde bygge- og anlægsaffald. Gips udgjorde i 2011 og 2012 ca. 3 % af den samlede mængde bygge- og anlægsaffald. I denne rapport vurderes miljøpåvirkninger per ton affald og for bygge- og anlægsaffald er dette per ton af de tre udvalgte fraktioner mursten, gips og beton, da det ikke er muligt at finde en passende fordeling mellem de tre.

Data for produktion af mursten, gips og beton er fundet i databasen Ecoinvent (Ecoinvent, 2015) og i miljørapporter. Detaljer for disse kan ses i Tabel 4.

TABEL 4
PROCESSDATA ANVENDT I DENNE RAPPORT FOR JOMFRUELIG PRODUKTION AF BYGGE-MATERIALER.

Materiale	Procesnavn	År	Land	Reference
Beton	Concrete production, normal	2007-2014	Schweitz	Ecoinvent, 2015
Mursten	Facademursten og bagmursten	2006	Danmark	Møller et al., 2013
Gips	Gypsum plasterboard production	2007-2014	Schweitz	Ecoinvent, 2015

3.2 Affaldsbehandling

3.2.1 Emballage – aluminium, glas, metal, pap, papir, plast

Til modellering af genanvendelsen af de valgte emballage materialer blev data fra EASETECH databasen brugt. Disse data er samlet af DTU og består af industridata fra miljørapporter fra de relevante industrier. De valgte datasæt vurderes til at være bedste tilgængelige data og repræsentative for genanvendelsesprocesser i dag. Der vil ved genanvendelse være et såkaldt teknisk tab af materiale som ikke genanvendes på grund af urenheder i det indkomne affald. Der tages højde for dette ved at bruge en substitutionsrate. Substitutionsraterne for de forskellige genanvendelsesprocesser afhænger af de enkelte processer og er vist i Tabel 5. Baseret på et studie af sortering af plast fra seks tyske sorteringsanlæg, er der antaget et tab ved sortering af plast på 63 % (Skovgaard, 2014), som sendes til forbrænding.

TABEL 5
PROCESSDATA ANVENDT I DENNE RAPPORT FOR GENAVENDELSE AF EMBALLAGEAFFALD.

Materialer	Procesnavn	Substitutions rate	År	Land	Reference
Aluminium	Aluminium scrap to new alu sheets (remelting)	1:0,94	2007	Sverige	EASETECH, 2015
Glas	Glass cullet to new bottles (remelting)	1:1	1998	Danmark	EASETECH, 2015
Metal	Shredding and reprocessing of steel scrap	1:0,87	2007	Sverige	EASETECH, 2015
Pap	Paper (Cardboard and mixed paper) to cardboard, Fiskybybruk	1:0,94	2006	Sverige	EASETECH, 2015
Papir	Paper (Newspaper and magazines) to Newspaper, Stora Enso	1:0,86	2008	Sverige	EASETECH, 2015
Plast	Plastic to granulate, SWEREC	1:0,37	2006	Sverige	EASETECH, 2015

3.2.2 Bygge/anlægsaffald – mursten, gips og beton

Mursten

Genbrug af hele mursten vil være affaldsforebyggelse og derfor antages der i denne rapport at basis-scenariet for murstensaffald vil være genanvendelsen af mursten (knuste og hele). Genanvendelsen vil være i form af nyttiggørelse i form af vejfyld eller lignende, som vil substituere grus, dette er ligeledes antaget i (Møller et al., 2013). Data for knusning og sortering er taget fra Mercante et al. (2011), se Tabel 6. Udvaskning fra brug af mursten som vejfyld samt den undgåede udsivning fra det substituerede grus er baseret på data fra Butera (2012) og Wahlström et al. (2014).

Gips

Af gipsaffald som modtages til sortering og genanvendelse udsorteres ca. 10 % i form af pap, papir og metal. Sorteringen er medtaget som i Møller et al. (2012) (se Tabel 6) med energiforbrug til sortering, men de 10 % er ikke medtaget videre efter sortering og dermed er det kun gipsaffaldet som er omhandlet her. Affaldsgipsen bruges i cementproduktion i stedet for naturgips. Cement produktionen medtages ikke i vurderingen, da den ikke er en del af affaldsbehandlingen for gips, men ville have foregået alligevel. Dog substitueres naturgips med det anvendte affaldsgips. I Danmark foregår den største produktion af cement hos Aalborg Portland og de aftager gips fra det nærliggende Nordjyllandsværk og det vil derfor ikke være relevant at for dem at aftage affaldsgips. I rapporten om LCA af behandling af gipsaffald i Danmark (Møller et al., 2012) blev det vurderet, at det ville være mere relevant at sende det behandlede gipsaffald til cementproduktion i Sverige, da der ikke er samme adgang til gips fra kraftværker som i Danmark.

Beton

Behandling og genanvendelse af beton og mursten er sammenlignelig og det er i denne rapport antaget at beton affaldet knuses og sorteres hvorefter det kan bruges som vejfyld (se Tabel 6). Data for knusning og sortering er taget fra Mercante et al. (2011). Udvaskning fra brug af beton som vejfyld samt den undgåede udsivning fra det substituerede grus er baseret på data fra Butera (2012) og Wahlström et al. (2014). Procesdata informationer for genanvendelse af alle tre typer affald kan ses i Tabel 7.

TABEL 6
DATA FOR ENERGI OG VAND FORBRUG VED KNUSNING OG SORTERING AF BYGGE- OG ANLÆGSAFFALD BRUGT I DENNE RAPPORT.

Forbrug til knuseværk til bygge- og anlægsaffald			
	Mursten og beton	Gips	Enhed
Elektricitet	2,59	3,7	KWh/ton affald
Diesel	36,6	6,2	MJ/ton affald
Vand	0,001	-	m ³ /ton affald

TABEL 7
 PROCESSDATA BRUGT I DENNE RAPPORT TIL GENANVENDELSE AF BYGGE- OG ANLÆGSAFFALD.

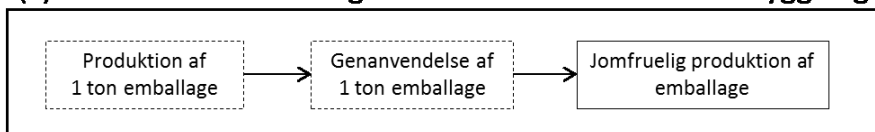
Materiale	Procesnavn	År	Land	Reference
Beton	Knuseværk og Nyttiggørelse af knust bygge- og anlægsaffald	2011-2013	Danmark	Butera, 2012; Møller et al., 2013
Mursten	Oparbejdning af mursten på virksomheden ”Gamle Mursten	2011-2013	Danmark	Butera, 2012; Møller et al., 2013
Gips	Genanvendelse til cementfremstilling	2012	Danmark	Møller et al., 2012

3.3 Opstillede scenarier

For hver af de valgte affaldstyper (emballageaffald og bygge- og anlægsaffald) er opstillet nogle specifikke scenarier med udgangspunkt i Figur 1.

For scenariet med emballageaffald vurderes undgået produktion af 1 ton af hver af underfraktionerne aluminium, glas, metal, pap, papir og plast. Ligeledes undgås at disse materialer skal genanvendes og derfor vil der være en jomfruelig produktion af materiale, i stedet for det som ikke genanvendes (se Figur 2). Dermed vil der være den samme mængde materiale i samfundet. Der tages i denne LCA-screening ikke højde for affaldsbehandling af de materialer som tabes i forbindelse med sortering og genanvendelse.

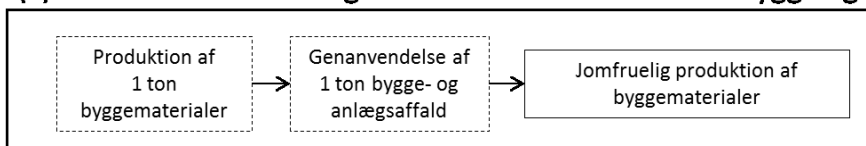
(c) Scenarie for vurdering af forskellen mellem at forebygge og genanvende



FIGUR 2
 SCENARIO OPSTILLING FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON EMBALLAGEAFFALD (ALUMINIUM, GLAS, METAL, PAP, PAPIR, PLAST) VED UNGDÅET PRODUKTION. STIPLEDE LINJER REPRÆSENTERER UNGDÅET PRODUKTION. VED SCENARIO FOR PLAST INDGÅR OGSÅ FORBRÆNDING AF TAB FRA GENANVENDELSEN.

Forebyggelse af bygge- og anlægsaffald modelleres på samme vis som emballageaffald med undgået produktion af byggematerialer og genanvendelse (se Figur 3). Der er regnet med jomfruelig produktion af materialer da det forebyggede affald ikke genanvendes og der derfor er brug for disse materialer fra andre kilder.

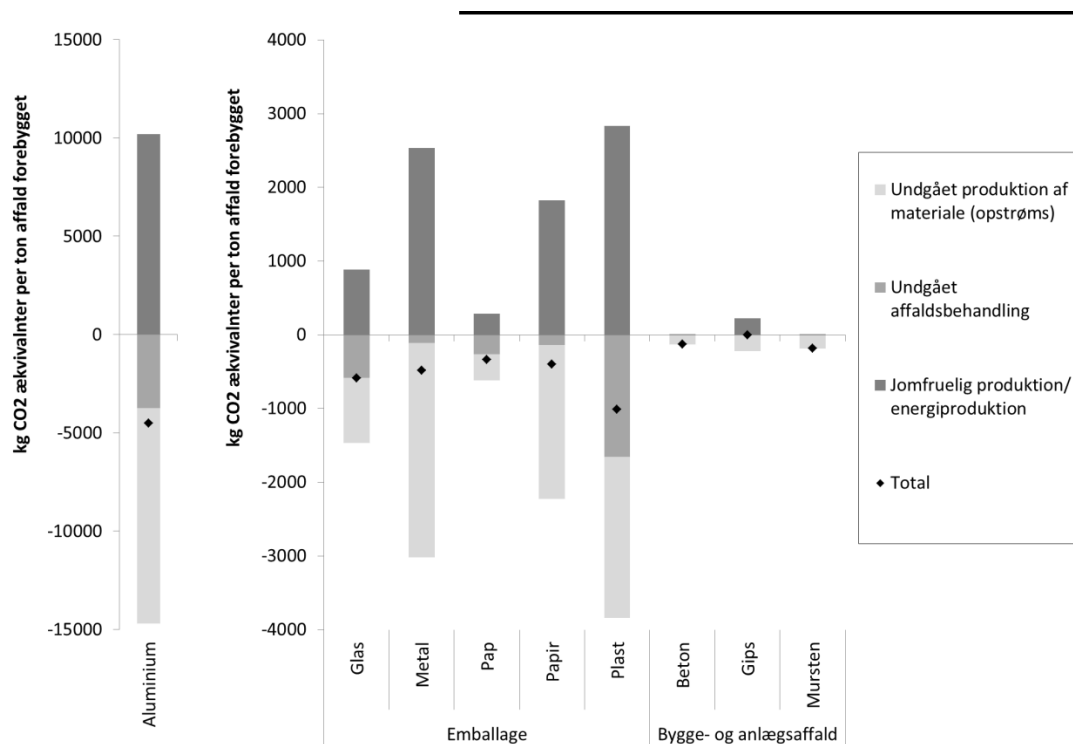
(c) Scenarie for vurdering af forskellen mellem at forebygge og genanvende



FIGUR 3
 SCENARIO OPSTILLING FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON BYGGE- OG ANLÆGSAFFALD VED UNGDÅET PRODUKTION. STIPLEDE LINJER REPRÆSENTERER UNGDÅET PRODUKTION.

4. Resultater og diskussion

Der er miljøbesparelser for de vurderede scenarier ved at forebygge affald i stedet for at genanvende. I Tabel 8 er de karakteriserede resultater vist for alle materialer og alle miljøpåvirkningskategorier per ton affald forebygget. De normaliserede resultater kan findes i bilag 1. I Figur 4 sammenlignes kg CO₂ ækvivalenter per ton affald forebygget og her er der ingen samlede byrder, men kun besparelser. Dog er der nogle af materialerne hvor netto-miljøgevinsten ligger tæt ved nul, hvilket skyldes høje substitutionsrater for f.eks. gips (på 1:1). Det betyder, at der genanvendes en lige så stor mængde materiale, som der produceres opstrøms og hvis affaldsbehandlingen/ genanvendelsesprocessen ikke yder store miljøpåvirkninger, bliver totalen tæt ved nul, eller forskellen bliver meget lille mellem ikke at producere og genanvende. Dette repræsenterer således en optimal situation for genanvendelsen, hvor der ikke tages højde for evt. manglende udsortering af materialerne i husholdningerne. Det ville give større besparelser at forebygge affald hvis tab i udsortering i husholdningen blev medtaget. Dermed ville der være mindre at genanvende, men stadig samme mængde som kunne forebygges/undgå at producere. Det kunne gøres ved at starte LCA-screeningen ved det producerede affald i stedet for det indsamlede, men disse tab skal kendes eller estimeres før det kan inkluderes i en LCA-screening.



FIGUR 4
RESULTATER FOR MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIEN DRIVHUSEFFEKT FOR AFFALDSFOREBYGGELSE AF 1 TON AF HVER AF DE VISTE MATERIALER. BEMÆRK ALUMINIUMSEMBALLAGE ER VIST FOR SIG SELV TIL VENSTRE MED ANDEN SKALA PÅ Y-AKSEN.

TABEL 8

KARAKTERISEREDE RESULTATER PER TON AFFALD FOREBYGGET FOR SCENARIO C FOR EMBALLAGEAFFALD OG BYGGE OG ANLÆGSAFFALD. NEGATIVE VÆRDIER BETYDER BESPARELSER VED AT FOREBYGGE DET PÅGÆLDENDE AFFALD. CTU: COMPARABLE TOXIC UNIT. AE: ACCUMULATED EXCEEDENCE. EQ: EKVIVALENTER.

Miljøpåvirkningskategori	Enhed	Emballageaffald					Bygge- og anlægsaffald			
		Aluminium	Glas	Metal	Pap	Papir	Plast	Beton	Gips	Mursten
Drivhuseffekt	kg CO ₂ -Eq	-4518	-585	-483	-335	-401	-1010	-125	-3	-181
Stratosfærisk ozon nedbrydning	kg CFC-11-Eq	-7·10 ⁻⁵	-1·10 ⁻⁷	-3·10 ⁻⁷	-5·10 ⁻⁶	-1·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁵	-5·10 ⁻⁶	-1·10 ⁻⁹	-2·10 ⁻⁵
Fotokemisk ozondannelse	kg NMVOC	-11	-2	-5·10 ⁻¹	-5·10 ⁻¹	-12	-2	-3·10 ⁻¹	-5·10 ⁻³	-3·10 ⁻¹
Ioniserende stråling, human sundhed	kg U ₂₃₅ -Eq	-162	-3·10 ⁻¹	-1	-3	-3	-23	-3	-5·10 ⁻³	2
Partikler	kgPM _{2.5} -Eq	-1	-1·10 ⁻¹	-5·10 ⁻²	-8·10 ⁻²	-1·10 ⁻¹	-1	-3·10 ⁻²	-3·10 ⁻⁴	-1·10 ⁻²
Forsuring	AE	-15	-3	-1	-1	-1	-2	-4·10 ⁻¹	-7·10 ⁻³	-3·10 ⁻¹
Ferskvands-eutrofiering	kg P-Eq	-4·10 ⁻⁴	-5·10 ⁻⁵	-1·10 ⁻⁵	-7·10 ⁻³	-4·10 ⁻³	-3·10 ⁻²	-1·10 ⁻³	-2·10 ⁻⁷	1·10 ⁻⁴
Marin-eutrofiering	kg N-Eq	-3	-1	-2·10 ⁻¹	-3·10 ⁻¹	-3·10 ⁻¹	-1·10 ⁻²	-1·10 ⁻¹	-2·10 ⁻³	-1·10 ⁻¹
Terrestrisk eutrofiering	AE	-38	-8	-2	-2	-3	-1·10 ⁻¹	-1	-2·10 ⁻²	-1
Humantoksicitet, cancerrisk	CTU	-5·10 ⁻⁷	-2·10 ⁻⁸	-5·10 ⁻⁷	-6·10 ⁻⁷	-6·10 ⁻⁸	-9·10 ⁻⁶	-1·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻¹⁰	-9·10 ⁻⁷
Humantoksicitet, ikke-cancereffekter	CTU	-4·10 ⁻⁵	-3·10 ⁻⁶	-8·10 ⁻⁵	-1·10 ⁻⁵	-2·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁵	-5·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁸	3·10 ⁻⁷
Økotoxicitet	CTU	-108	-1	-53	-80	-1	-218	-21	-6·10 ⁻²	-11
Forbrug af abiotiske ressourcer, fossile brændsler	MJ	-12533	-4140	-3260	-4112	-2739	-20794	-657	-26	-3290
Forbrug af abiotiske ressourcer, grundstoffer	kg antimony-Eq	-2·10 ⁻³	-7·10 ⁻⁹	-3·10 ⁻⁴	-3·10 ⁻³	-1·10 ⁻⁴	-3·10 ⁻²	-1·10 ⁻³	-2·10 ⁻⁶	-3·10 ⁻⁴

Tabel 9 viser rangordning af affaldsfraktioner for hver miljøpåvirkningskategori. For hver række er materialet med den største besparelse af miljøpåvirkning angivet med scoren 1 (grøn). Omvendt er materialet med den største miljøpåvirkning, hvilket stadig godt kan være en besparelse, angivet med scoren 9 (rød). Forebyggelse af aluminium og plast giver de største besparelser af miljøpåvirkninger, for næsten alle miljøpåvirkningskategorier. Sammenlignet med emballageaffald giver bygge- og anlægsaffald lavere besparelser, men som det kan ses i Tabel 8 opnås stadig miljøbesparelser ved forebyggelse af bygge- og anlægsaffald.

TABEL 9
RANGORDNING FRA 1-9 AF SAMLET MILJØPÅVIRKNING FOR 1 TON FOREBYGGELSE AF HVER AFFALDSFRAKTION.
GRØN/1: AFFALDSFRAKTION MED LAVEST MILJØPÅVIRKNING OG RØD/9: AFFALDSFRAKTION MED HØJEST/STØRST MILJØPÅVIRKNING.

Miljøpåvirkningskategori	Emballageaffald						Bygge- og anlægsaffald		
	Aluminium	Glas	Metal	Pap	Papir	Plast	Beton	Gips	Mursten
Drivhuseffekt	1	3	4	6	5	2	8	9	7
Stratosfærisk ozon nedbrydning	1	8	7	5	6	2	4	9	3
Fotokemisk ozondannelse	2	4	6	5	1	3	8	9	7
Ioniserende stråling, human sundhed	1	7	6	3	4	2	5	8	9
Partikler	1	4	6	5	3	2	7	9	8
Forsuring	1	2	6	5	4	3	7	9	8
Ferskvands-eutrofiering	5	6	7	2	3	1	4	8	9
Marin-eutrofiering	1	2	5	4	3	8	6	9	7
Terrestrisk eutrofiering	1	2	4	5	3	8	6	9	7
Humantoksicitet, cancerrisiklo	6	8	5	4	7	1	2	9	3
Humantoksicitet, ikke-cancerrisiklo	2	6	1	4	7	3	5	8	9
Økotoxicitet	2	8	4	3	7	1	5	9	6
Forbrug af abiotiske ressourcer, fossile brændsler	2	3	6	4	7	1	8	9	5
Forbrug af abiotiske ressourcer, grundstoffer	3	9	5	2	7	1	4	8	6

I Tabel 10 ses de aggregerede tal for de producerede mængder affald af emballagetyperne papir, pap, glas, jern, aluminium, plast og de tre bygge- og anlægsaffaldstyper: beton, glas og mursten. Disse mængder er estimerede tal for de totale mængder taget fra Petersen et al. (2014), men det forventes at forholdet mellem fraktionerne vil være gældende for hele landet. Det er ikke realistisk at hele mængden af affald vil kunne forebygges, men tallene er her brugt for at få et forhold for størrelsesordenen mellem affaldsfraktionerne. Når mængderne ganges med miljøpåvirkningerne for hver enkelt påvirkningskategori for hver enkelt affaldsfraktion, ændres rangordenen af affaldsfraktionerne (Se Tabel 11 for sammenligning af rangordning af påvirkning på Drivhuseffekt). Dermed ændres reference flowet af LCA-screeningen fra at være for 1 ton affald, til at være den totale mængde af affald produceret i Danmark. Beton og mursten bliver mere vigtige, da mængderne er større end for de andre affaldsfraktioner. Aluminium, som giver de største miljøbesparelser per ton affald, får en mindre betydning, da mængderne er små i forhold til de andre fraktioner.

For en vurdering af hvilke affaldsfraktioner, der kan prioriteres at forebygge i stedet for at genanvende, giver aluminium og plast de største miljøbesparelser per ton affald. Siden mængderne af bygge- og anlægsaffald er meget større end de andre affaldsfraktioner, vil besparelserne ved at forebygge disse være fordelagtige, hvis det antages at en procentdel af det producerede affald af hver fraktion kan forebygges. Aluminium og plast er dog stadig højt placeret i rangordningen i Tabel 11 og det betyder, at disse altid vil være fordelagtige at forebygge. Mængden af papir er større end de andre emballagetyper og papir rangeres højt når mængden inddrages i vurderingen. Rangordningen for alle materialer og alle miljøpåvirkningskategorier ved vægtning med de totale mængder produceret affald er vist i Bilag 2.

TABEL 10

MÆNGDE AF AFFALD FORDELT PÅ FRAKTIONER. DATA TIL BRUG I DENNE RAPPORT ER AGGREGERET. *: 50% AF "PAPIR OG PÅP", **: HALVDELEN AF "METAL" OG "ANDET METAL", ***: UDEN KRAFTVÆRKSIGIPS.

Fraktion fra Petersen et al., 2014	Ton per år i DK	Reference	Fraktion i dette studie	Ton i DK per år	1000 tons per år i DK
Glas	21956	Petersen et al., 2014	Glas	21956	22
Papir og pap	87607	Petersen et al., 2014	Papir	182014	182
Genanvendeligt papir	73093	Petersen et al., 2014	Pap*	43804	44
Andet papir	65117	Petersen et al., 2014			
Metal	21546	Petersen et al., 2014	Jern**	15352	15
Andet metal	9158	Petersen et al., 2014	Aluminium**	15352	15
Plast	55982	Petersen et al., 2014	Plast	123995	124
Andet plast	68013	Petersen et al., 2014			
Beton	1362264	ISAG 2009 fra MST, 2014	Beton		1362
Gips	54000	Møller et al., 2012	Gips***		54
Mursten/tegl	230445	ISAG 2009	Mursten		230

TABEL 11

RANGORDNING FRA 1-9 AF SAMLET MILJØPÅVIRKNING PÅ DRIVHUSEFFEKT FOR FOREBYGGELSE AF HVER AFFALDSFRAKTION.

Rangordning for Drivhuseffekt	Emballageaffald						Bygge- og anlægsaffald		
	Aluminium	Glas	Metal	Pap	Papir	Plast	Beton	Gips	Mursten
Reference flow									
1 ton affald	1	3	4	6	5	2	8	9	7
Total mængde affald produceret	4	7	8	6	3	2	1	9	5

5. Konklusion

Miljøpåvirkningerne ved forebyggelse af emballage fra husholdninger og bygge- og anlægsaffald er kvantificeret på screeningsniveau. Samlet set opnås miljøgevinster ved forebyggelse af affald fremfor genanvendelse. Der var kun få affaldstyper, hvor der ikke ses besparelser for alle miljøpåvirkningskategorier. Aluminium og plast gav de største besparelser. Der vil oftest ses en besparelse ved affaldsforebyggelse med undgået produktion sammenlignet med genanvendelse, idet affaldsbehandlingen vil medføre miljøbelastninger på grund af f.eks. energiforbrug. Selvom affaldsbehandlingen producerer genanvendte materialer, som substituerer jomfruelige materialer, vil miljøpåvirkningen ikke blive en besparelse sammenlignet med forebyggelse. Dette skyldes materialetab i forbindelse med genanvendelsesprocesserne og eventuelt lavere kvalitet af det genanvendte materiale i forhold til det jomfruelige alternativ. Samlet set betyder dette, at mindre vil kunne substitueres.

Under forudsætning af, at en vis andel af en affaldsfraktion reelt kan forebygges, da kan de affaldsfraktioner som produceres i store mængder prioriteres. For denne screening var disse fraktioner beton, plast og papir.

For nogle få miljøpåvirkningskategorier ses der ikke besparelser ved forebyggelse. Dette kan blandt andet skyldes, at der i denne LCA-screening ikke er vurderet usikkerhed på data. En anden grund kan være, at der kun er anvendt data fra tilgængelige databaser og litteratur og altså ikke indsamlet data specifikt for danske forhold. Kvaliteten af data er ikke efterprøvet og følsomheden overfor resultaterne er ikke vurderet. Denne screening giver et overordnet indblik i miljøpåvirkningerne ved at forebygge fremfor at genanvende. Ved vurdering af konkrete initiativer til forebyggelse er det nødvendigt med en specifik vurdering af datakvalitet og datausikkerheder, for at opnå robuste konklusioner.

Referencer

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 (PROSUITE). Report prepared within the EC 7th Framework Project, n^o: 227078.

Butera S. (2012) Datasæt i EASETECH for nyttiggørelse af beton og murstensaffald. Datasættet er samlet fra flere kilder.

Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T. H., and Damgaard, A. (2014). An environmental assessment system for environmental technologies. *Environmental Modelling and Software*, 60, 18-30. doi: 10.1016/j.envsoft.2014.06.007

EASETECH database (2015) Database i livscyklusmodelleringssoftware EASETECH som er udviklet af Danmarks Tekniske Universitet, Kongens Lyngby, Danmark

Ecoinvent (2015) Swiss Centre for Life Cycle Inventories, ecoinvent database V2.2. og 3.0 Tilgået januar 2015 <http://www.ecoinvent.com/>

Ekvall T., Assefa G., Bjorklund A., Eriksson O., Finnveden G. (2007) What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management, *Waste Management* 27, 989–996

Finnveden G. (1999) Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems *Resources, Conservation and Recycling* 26, 173 – 187

Frees, N., Søes Hansen, M., Mørck Ottosen, L., Tønning, K., and Wenzel, H. (2005). "Miljømæssige forhold ved genanvendelse af papir og pap: opdatering af vidensgrundlaget." Rep. No. Miljøprojekt Nr. 1057, Miljøstyrelsen.

Joint Research Centre (JRC) (2011). European Commission Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition November 2011. EUR 24571 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2011

Humbert, S. (2009) Geographically Differentiated Life-cycle Impact Assessment of Human Health. Doctoral dissertation, University of California, Berkeley, Berkeley, California, USA.

Kirkeby J., Watson D., Milios L., Skovbo M. (2014) Indikatorer til måling af affaldsforebyggelse, Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K, www.mst.dk

Mercante, I. T., Bovea, M. D., Ibáñez-Forés, V., & Arena, A. P. (2011). Life cycle assessment of construction and demolition waste management systems: a Spanish case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(2), 232–241.

MST (2014) Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Notat: Affaldsstatistik 2012. Jord & Affald, J.nr.: MST-7761-00562, Ref.: jogha/ratof

Møller J., Butera S., Martinez Sanchez V., Christensen T. H., Kromann M., Willumsen E. (2012) Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk vurdering af forskellige alternativer for håndtering og behandling af gipsaffald, Miljøprojekt nr. 1410, Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K, www.mst.dk

Møller, J., Clavreul, J. & Christensen, T.H. (2010) LCA-screening af resourcescenarier i Vestforbrændings område, rapport for Vestforbrænding I/S.

Møller J., Damgaard A., Astrup. T. F. (2013) LCA af genbrug af mursten, Miljøprojekt nr. 1512, Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K, www.mst.dk

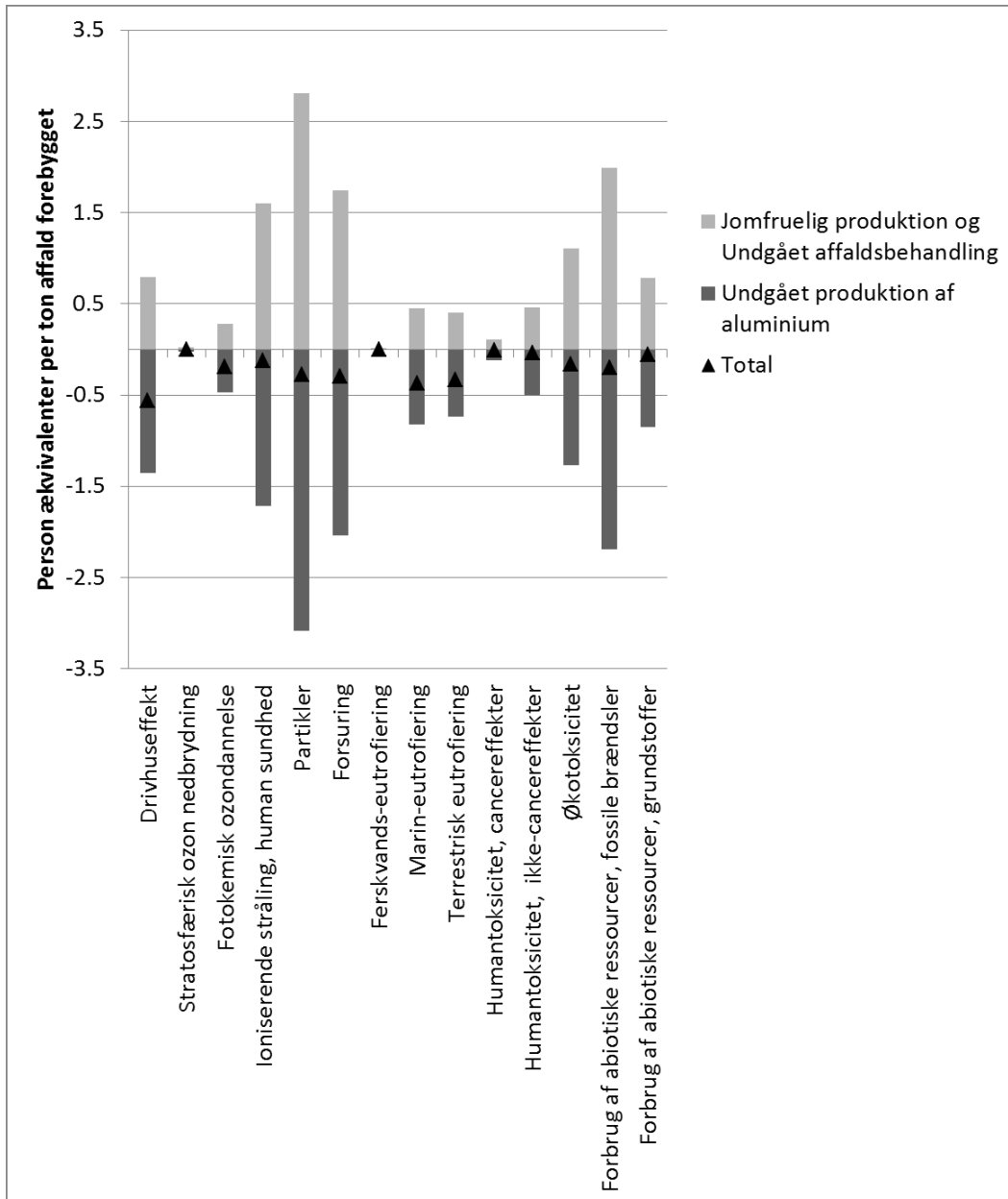
Nessi S., Rigamonti L., Grosso M. (2013) Discussion on methods to include prevention activities in waste management LCA. *Int J Life Cycle Assess* 18, 1358-1373. DOI 10.1007/s11367-013-0570-8

Petersen C., Kaysen O., Manokaran S., Tønning K., Hansen T. (2014) Kortlægning af dagrenovation i Danmark. Med fokus på etageboliger og madspild, Undgå affald, stop spild nr. 1, 2014. Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K, www.mst.dk

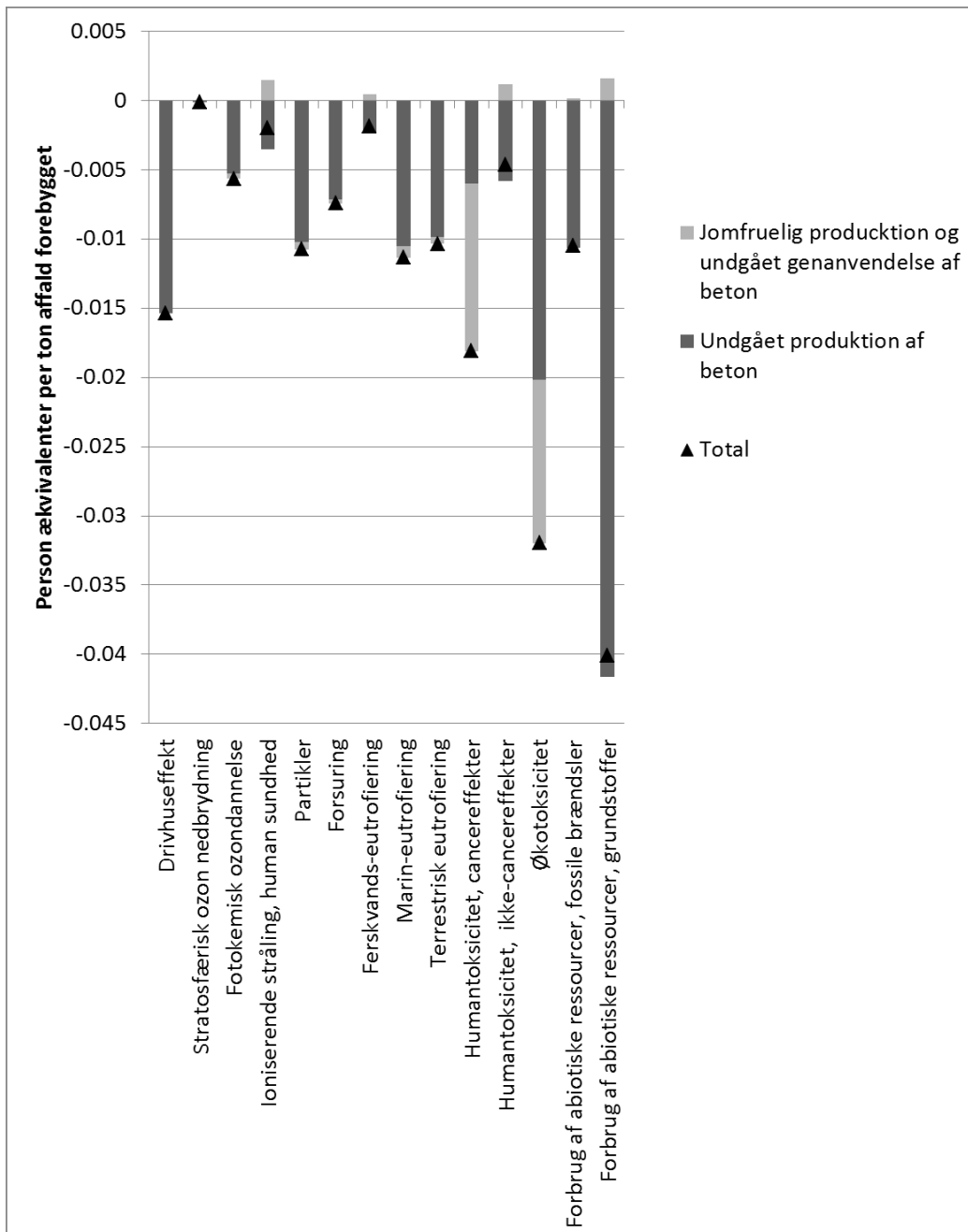
Skovgaard, M., Københavns kommune (2014) Forberedelse af konkurrencepræget dialog – udbud af plastsorteringsanlæg, Dialogmøde 27. januar 2015 om affaldssorteringsanlæg i Østdanmark, DAKOFA. Link: <https://www.dakofa.dk/element/dialogmoede-i-kbh-om-affaldssorteringsanlaeg-paa-sjaelland/>

Wahlström, M. Laine-Ylijoki, J., Järnström, H., Erlandsson, M., Wik, O., Suer, P., Hjelmar, O., Oberender, A., Birgisdottir, H., Astrup, T., Cousins, AP., Butera S., Jørgensen, A. (2014) Environmentally Sustainable Construction Products and Materials – Assessment of release and emissions. Nordic Innovation Publication. Nordic Innovation, Oslo, Norway.

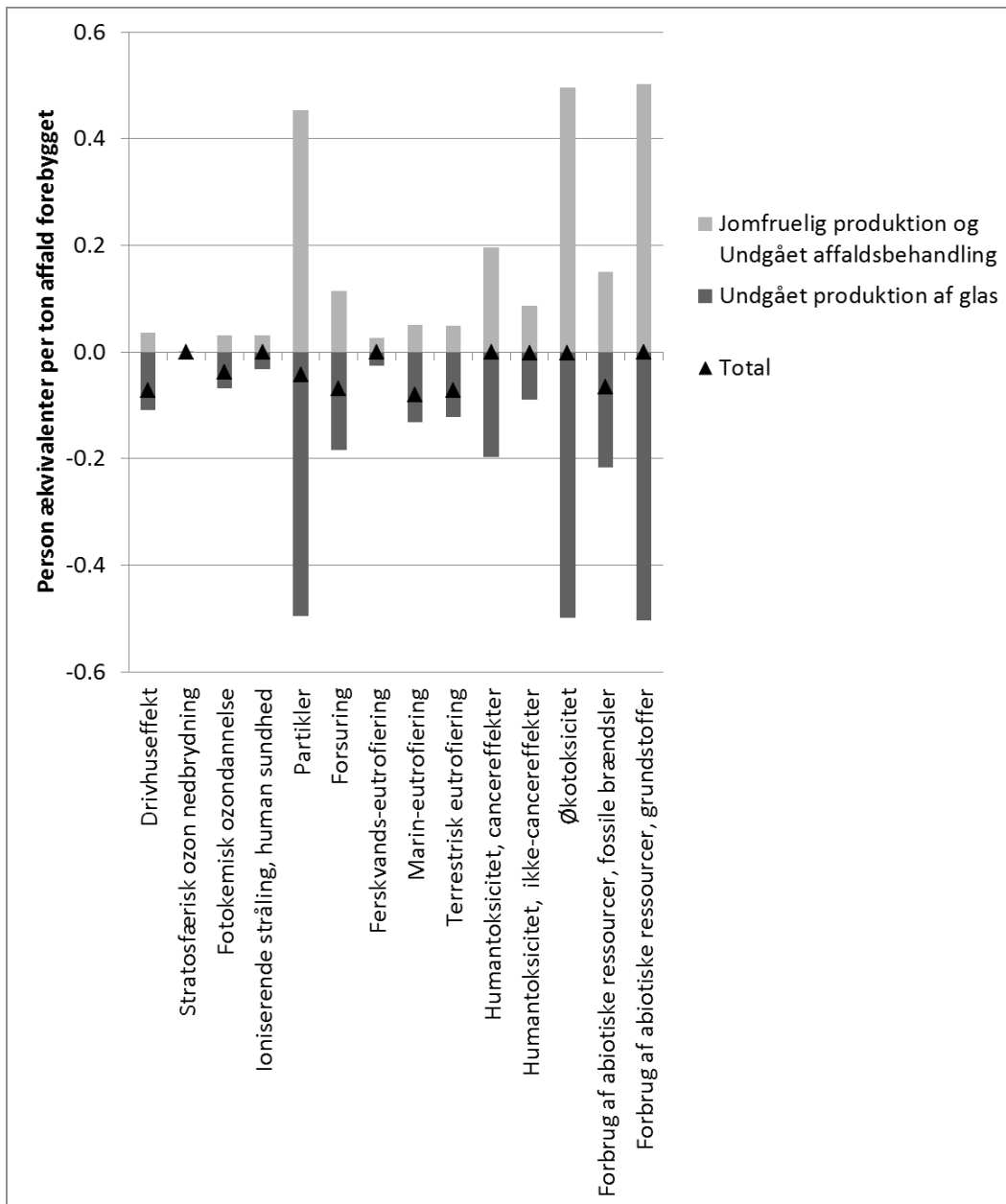
Bilag 1: Normaliserede resultater



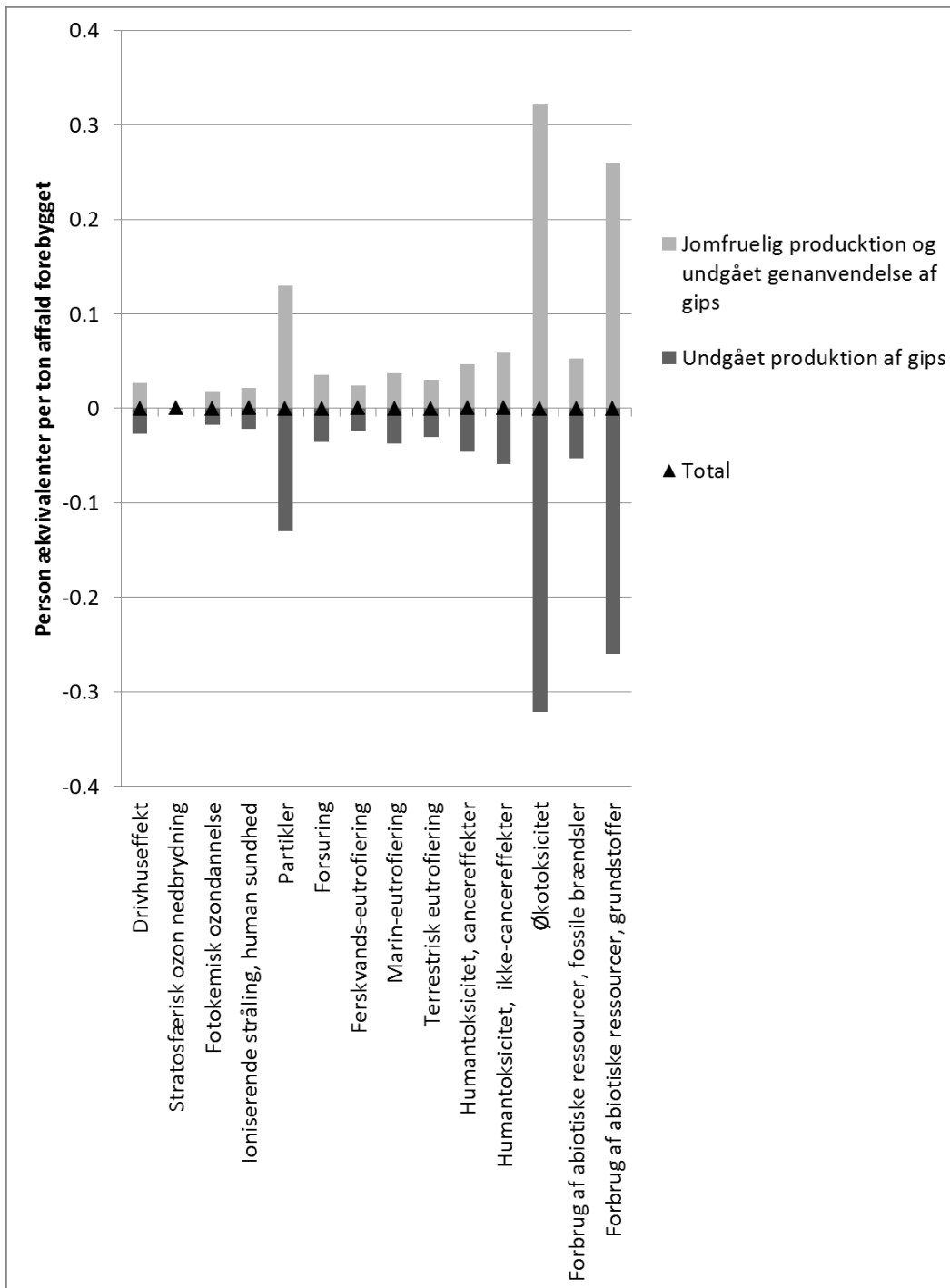
FIGUR 5
NORMALISEREDE VÆRDIER FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON ALUMINIUMSEMBALLAGE. VÆRDIER FOR
AFFALDSBEHANDLING OG SUBSTITUERET MATERIALE ER AGGREGEREDE.



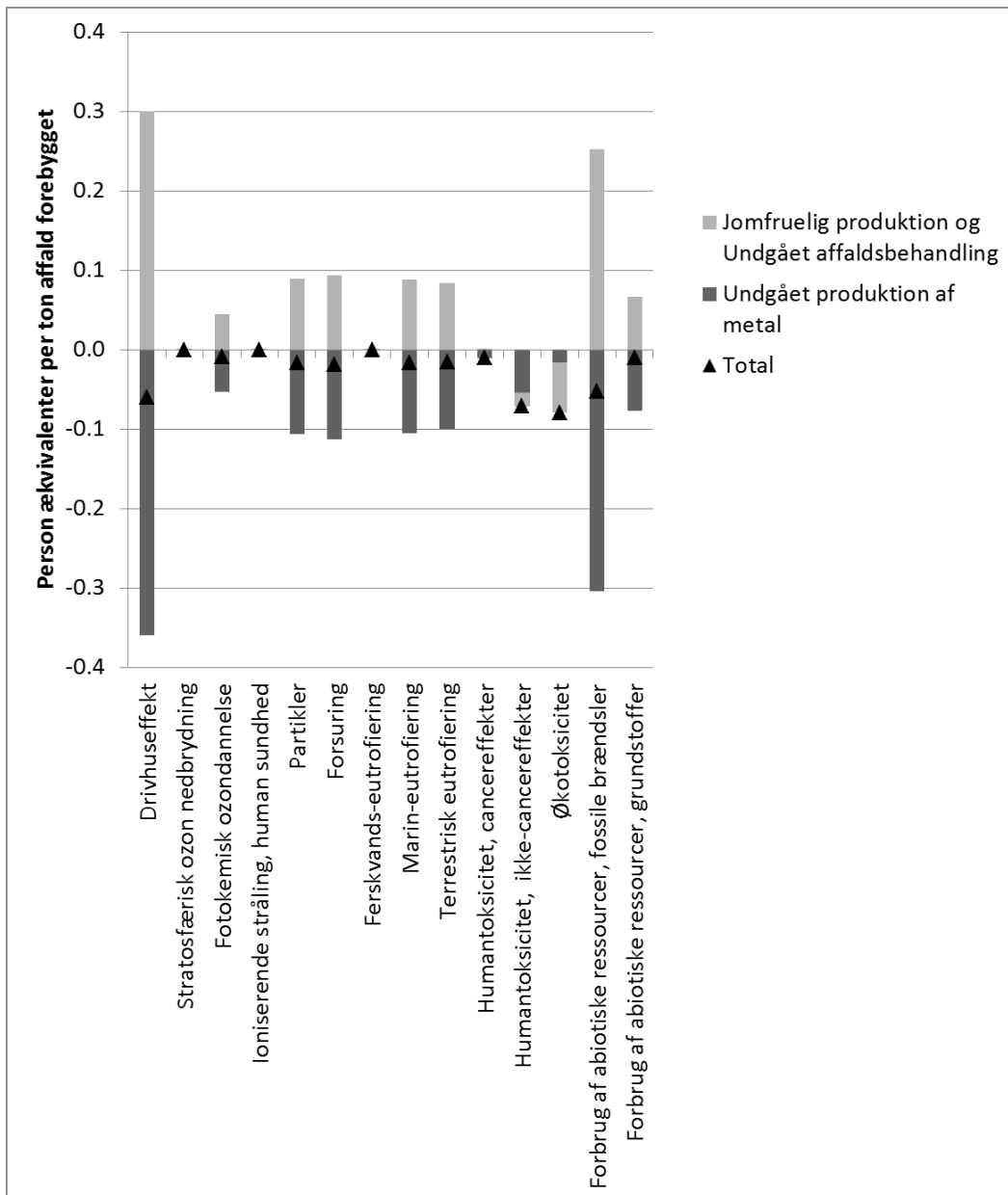
FIGUR 6
NORMALISEREDE VÆRDIER FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON BETON. VÆRDIER FOR AFFALDSBEHANDLING OG SUBSTITUERET MATERIALE ER AGGREGEREDE.



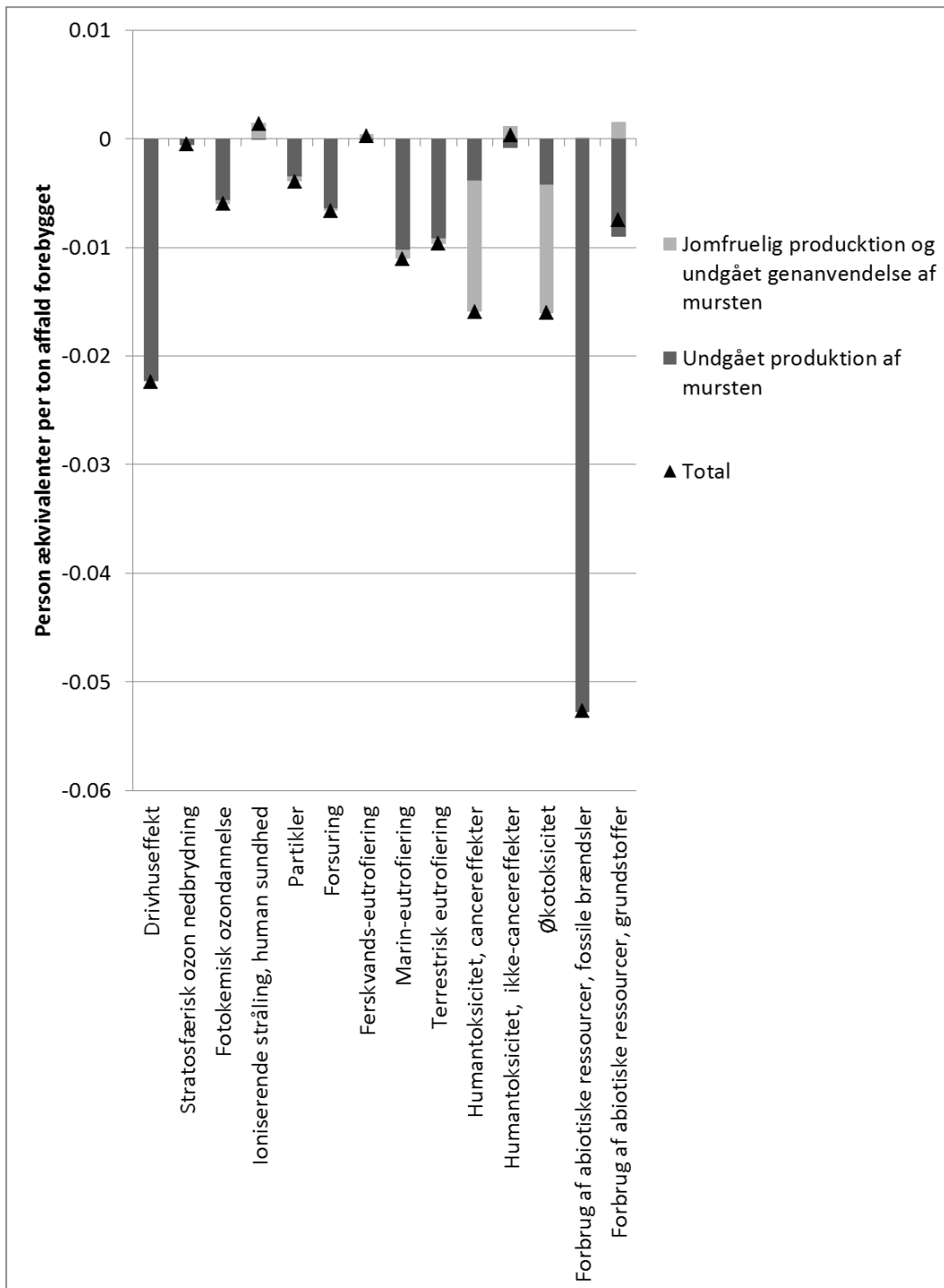
FIGUR 7
 NORMALISEREDE VÆRDIER FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON GLASEMBALLAGE. VÆRDIER FOR AFFALDSBEHANDLING OG SUBSTITUERET MATERIALE ER AGGREGEREDE.



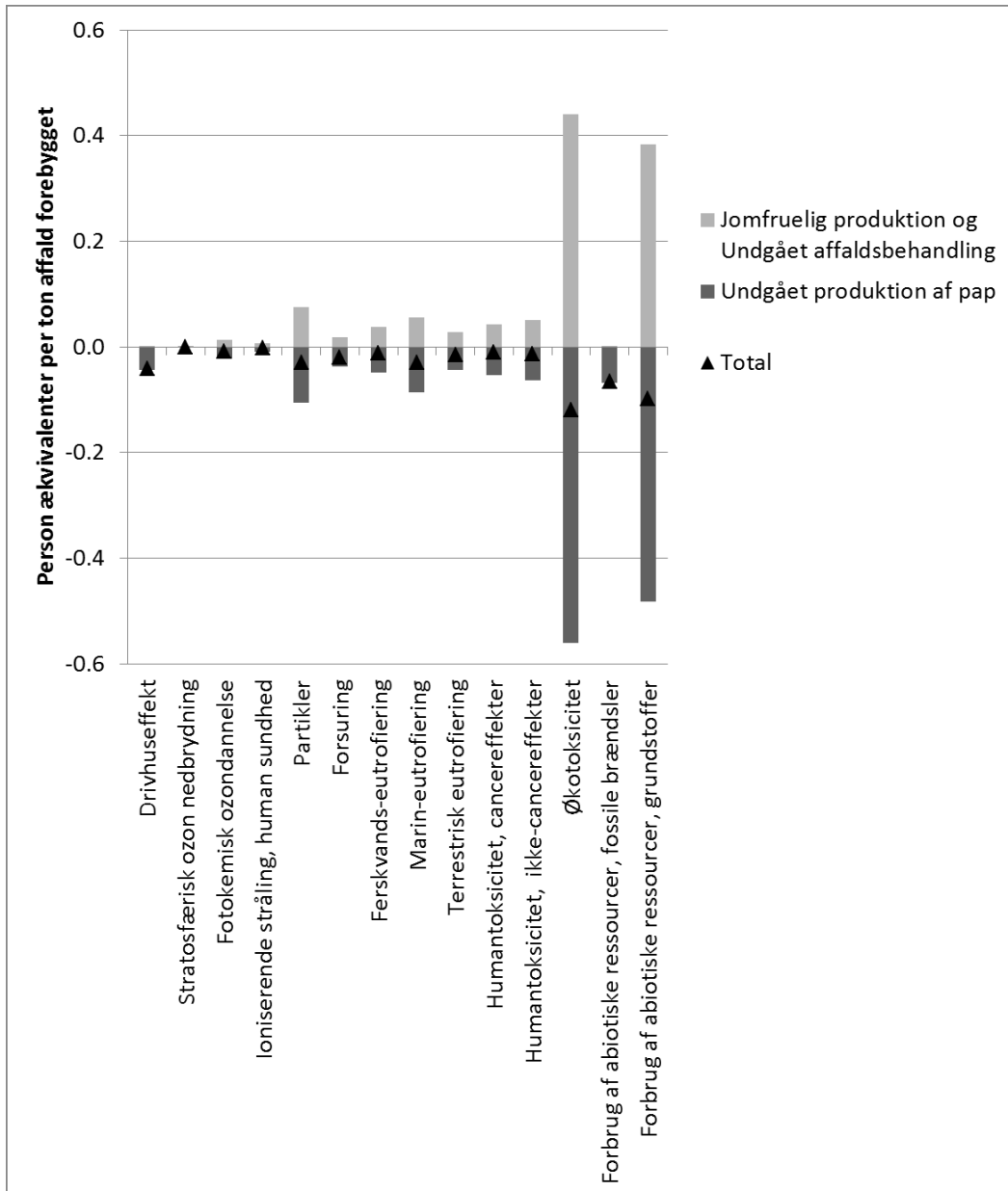
FIGUR 8
 NORMALISEREDE VÆRDIER FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON GIPS. VÆRDIER FOR AFFALDSBEHANDLING
 OG SUBSTITUERET MATERIALE ER AGGREGEREDE.



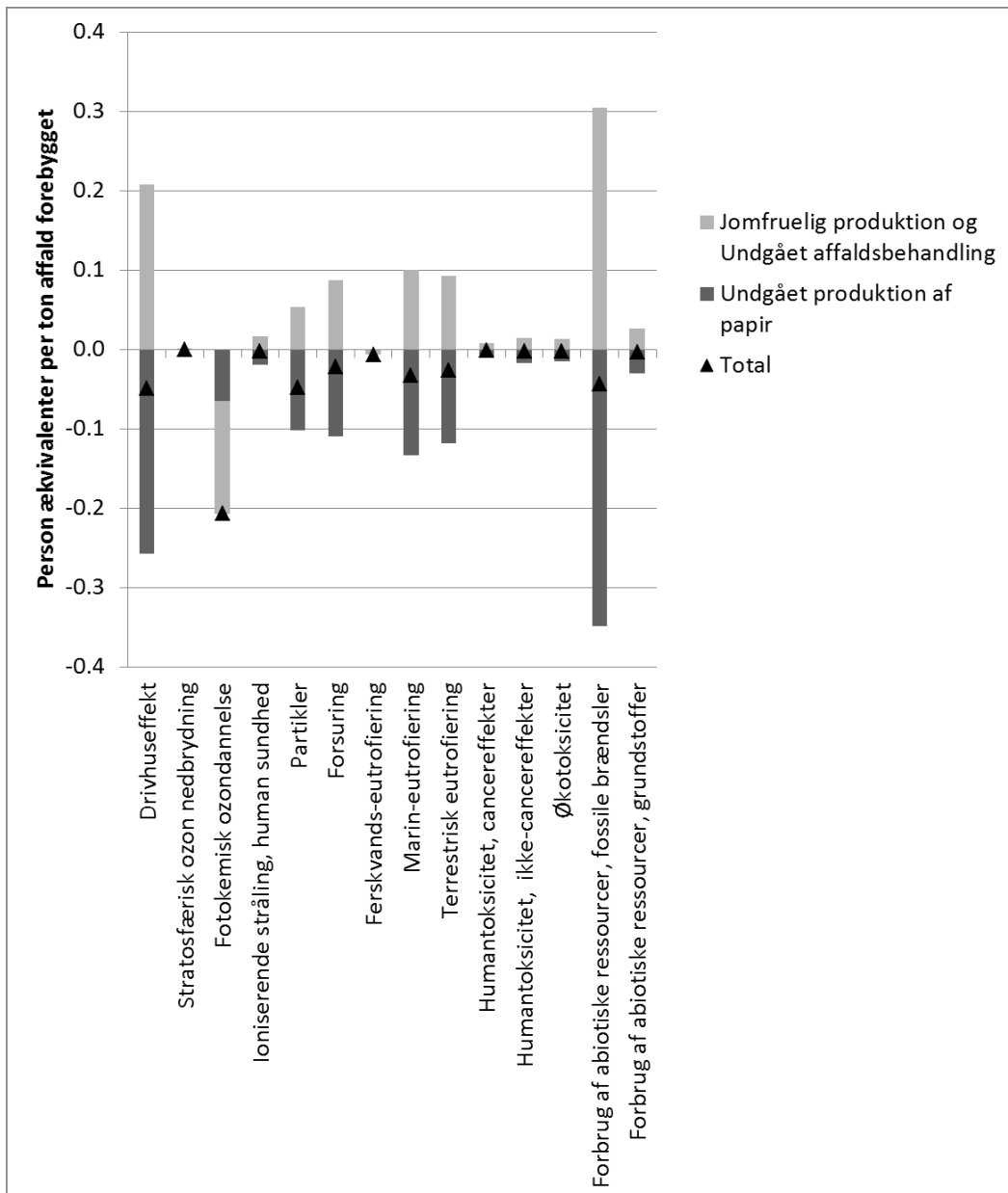
FIGUR 9
NORMALISEREDE VÆRDIER FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON METALEMBALLAGE. VÆRDIER FOR AFFALDSBEHANDLING OG SUBSTITUERET MATERIALE ER AGGREGEREDE.



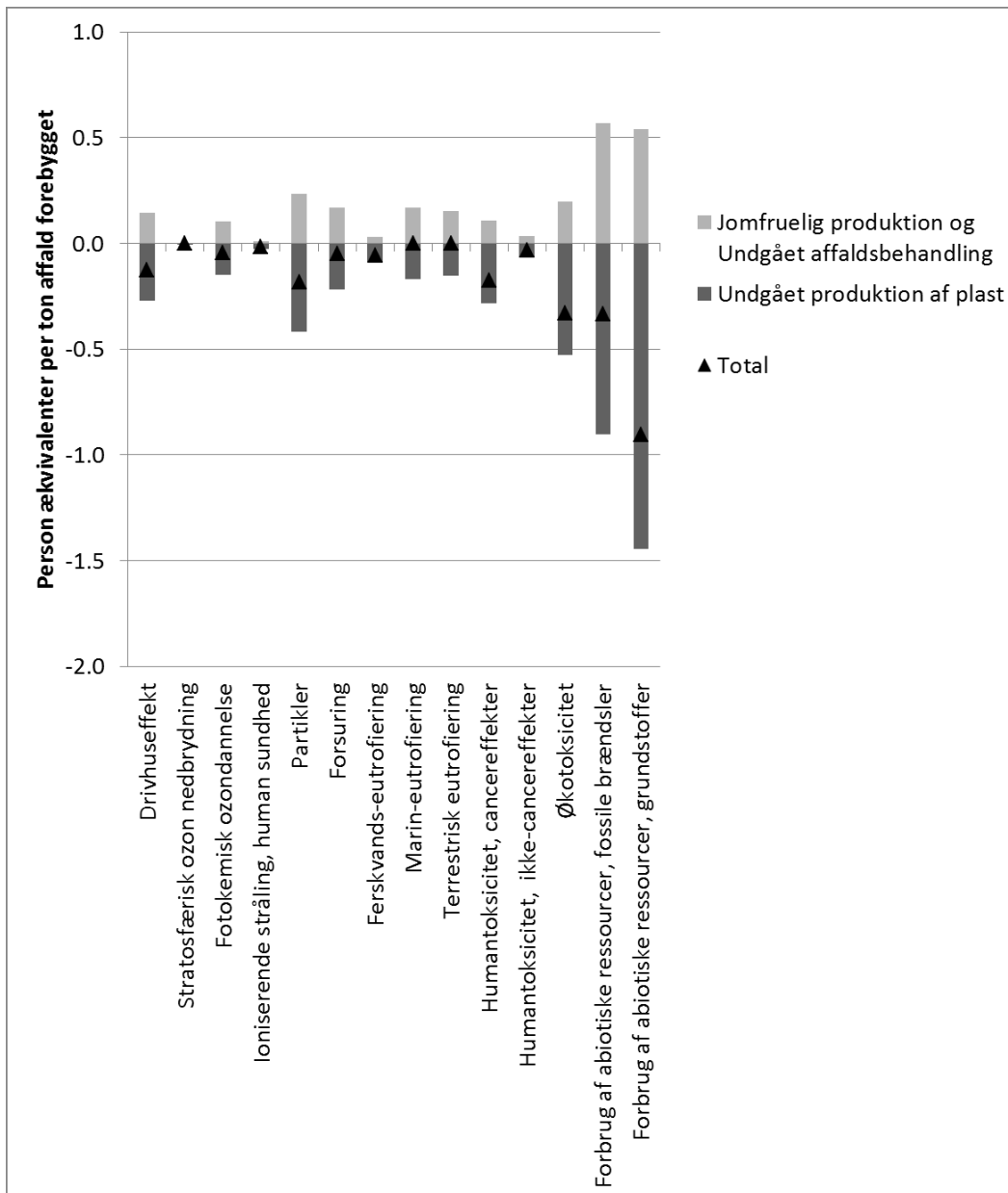
FIGUR 10
 NORMALISEREDE VÆRDIER FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON MURSTEN. VÆRDIER FOR AFFALDSBE-
 HANDLING OG SUBSTITUERET MATERIALE ER AGGREGEREDE.



FIGUR 11
NORMALISEREDE VÆRDIER FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON PAPEMBALLAGE. VÆRDIER FOR AFFALDS-
BEHANDLING OG SUBSTITUERET MATERIALE ER AGGREGEREDE.



FIGUR 12
 NORMALISEREDE VÆRDIER FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON PAPIREMBALLAGE. VÆRDIER FOR AFFALDSBEHANDLING OG SUBSTITUERET MATERIALE ER AGGREGEREDE.



FIGUR 13
 NORMALISEREDE VÆRDIER FOR FOREBYGGELSE AF 1 TON PLASTEMBALLAGE. VÆRDIER FOR AFFALDSBEHANDLING OG SUBSTITUERET MATERIALE ER AGGREGEREDE.

Bilag 2: Rangordning

TABEL 12

RANGORDNING FRA 1-9 AF SAMLET MILJØPÅVIRKNING FOR DEN TOTALE MÆNGDE AF AFFALD PRODUCERET AF HVER AFFALDSFRAKTION. GRØN/1: AFFALDSFRAKTION MED LAVEST MILJØPÅVIRKNING OG RØD/9: AFFALDSFRAKTION MED HØJEST/STØRST MILJØPÅVIRKNING.

Miljøpåvirknings-kategori	Emballageaffald						Bygge- og anlægsaffald		
	Aluminium	Glas	Metal	Pap	Papir	Plast	Beton	Gips	Mursten
Drivhuseffekt	4	7	8	6	3	2	1	9	5
Stratosfærisk ozon nedbrydning	4	8	7	6	5	3	1	9	2
Fotokemisk ozondannelse	4	6	8	7	1	3	2	9	5
Ioniserende stråling, human sundhed	3	7	6	5	4	2	1	8	9
Partikler	4	6	8	5	3	1	2	9	7
Forsuring	3	6	8	7	4	2	1	9	5
Ferskvands-eutrofiering	5	6	7	4	3	1	2	8	9
Marin-eutrofiering	3	5	7	6	2	8	1	9	4
Terrestrisk eutrofiering	2	5	7	6	3	8	1	9	4
Humantoksicitet, cancer-effekter	7	8	6	4	5	2	1	9	3
Humantoksicitet, ikke-cancereffekter	5	7	3	4	6	2	1	8	9
Økotoxicitet	5	8	6	3	7	2	1	9	4
Forbrug af abiotiske ressourcer, fossile brændsler	5	7	8	6	4	1	2	9	3
Forbrug af abiotiske ressourcer, grundstoffer	5	9	7	3	6	1	2	8	4

Livscyklus-screening af affaldsforebyggelse

Projektet har vurderet miljøkonsekvenserne ved at forebygge emballageaffald samt bygge- og anlægsaffald fremfor at genanvende det. Der er gennemført en rangordning af udvalgte affaldsfraktioner (aluminium, glas, metal, pap, papir, plast, beton, gips og mursten).

Screeningen viser, at der for stort set alle materialer opnås miljøbesparelser ved at forebygge affald fremfor at genanvende det. For nogle af materialerne er netto-miljøgevinsten dog tæt ved nul, hvilket skyldes høje substitutionsrater for f.eks. gips (på 1:1). Det betyder, at der genanvendes en lige så stor mængde materiale, som der produceres opstrøms. Hvis affaldsbehandlingen/genanvendelsesprocessen ikke bidrager med store miljøpåvirkninger, bliver forskellen mellem forebyggelse og genanvendelse meget lille eller tæt på nul.

Forebyggelse af aluminium og plast giver de største besparelser af miljøpåvirkninger for næsten alle miljøpåvirkningskategorier. Sammenlignet med emballageaffald giver bygge- og anlægsaffald lavere besparelser.



**Miljø- og
Fødevarerministeriet**
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk