

LCA af forsøg med indsamling af ikke-pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal i eksisterende glasbeholdere

Schmidt, Jannick

Publication date:
2005

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link to publication from Aalborg University](#)

Citation for published version (APA):

Schmidt, J. (2005). *LCA af forsøg med indsamling af ikke-pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal i eksisterende glasbeholdere*. Miljøkontrollen, Københavns Kommune. <http://www.miljoe.kk.dk/8E108920-86A1-46DF-8F46-1F82EDAC1348>

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 -

Take down policy

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



***LCA af forsøg med indsamling af ikke-pantbelagt drikkevareemballage
af plast og metal i eksisterende glasbeholdere***



Forord

Denne rapport er udarbejdet for R98 af Jannick Schmidt, Aalborg Universitet i perioden november 2004 til oktober 2005. Figurer og tabeller er nummereret med kapitelnummer efterfulgt af et fortløbende nummer. Dog er figurer og tabeller i resumeet nummereret fortløbende uden angivelse af kapitelnummer.

Titel:

LCA af forsøg med indsamling af ikke-pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal i eksisterende glasbeholdere

Udarbejdet af:

Jannick Schmidt

Environmental Assessment Group (EAG)

Institut for Samfundsudvikling og Planlægning

Aalborg Universitet

Publikationen kan citeres med kildeangivelse

Oktober 2005



R98/ Renholdningsselskabet af 1898

Kraftværksvej 25

2300 København S

Indhold

Resume	7
1 Indledning	17
1.1 Beskrivelse af forsøg	18
1.2 Analyserede scenarier	21
2 Forsøgsresultater	25
2.1 Metode til datafangst	25
2.2 Usikkerheder	27
2.3 Resultat af datafangst	28
2.4 Hvad er referencesituationen? Nulpunkt	35
2.5 Hvad opnås med forsøgsordningen?	35
2.6 Sammenligning af referencesituation og forsøgsordning	36
3 Introduktion til livscyklusvurdering	37
3.1 Livscyklusvurdering af affaldssystemer	37
3.2 Generelt om opbygningen af en livscyklusvurdering	38
4 Definition af formål og afgrænsning	41
4.1 Udarbejdelse af livscyklusvurdering og kritisk gennemgang	41
4.2 Formål med livscyklusvurderingen og analyserede scenarier	41
4.3 Funktionel enhed	42
4.4 Bortskaffelse af potentialet i de analyserede scenarier	45
4.5 Systemafgrænsning	47
4.6 PC-værktøj: SimaPro	52
4.7 Typer af påvirkningskategorier og metode til vurdering af miljøpåvirkninger (LCIA)	52
5 Kortlægning af livscyklus	57
5.1 Energi	58
5.2 Transport	64
5.3 Indsamling	72
5.4 Sortering af det indsamlede affald	82
5.5 Affaldsforbrænding	87
5.6 Genbrug af hele glasflasker	93
5.7 Genanvendelse af glasskår	98
5.8 Genanvendelse af PET-plast	102
5.9 Genanvendelse af PE-HD-plast	107
5.10 Genanvendelse af ståldåser	110
5.11 Genanvendelse af aluminiumdåser	118
5.12 Relateret til den funktionelle enhed	122
6 Vurdering af miljøpåvirkninger: Forsøgsordningen	125
6.1 Karakterisering – De ”traditionelle” miljøeffekter	125
6.2 Karakterisering: Toksiciteter	127
6.3 Karakterisering: Ressourcer	129
6.4 Normalisering og vægtning: De ”traditionelle” miljøeffekter	130
6.5 Normalisering og vægtning: Toksiciteter	134
6.6 Normalisering og vægtning: Ressourcer	137
6.7 Opsamling på miljøeffekten af forsøgsordningen	138
7 Vurdering af miljøpåvirkninger: Scenarier	141
7.1 Scenarium 1: Henteordning	142
7.2 Scenarium 2: Bringeordning (genbrugsstation)	143
7.3 Scenarium 3: Bringeordning (ekstra kuber til plast og metal)	143
7.4 Opsamling på miljøeffekten af scenarierne	144
8 Vurdering af miljøpåvirkninger: Følsomhedsanalyser	145
8.1 Mekanisk sortering: Forsøgsordning (a og b)	146
8.2 Øget genbrug pga. flere ”bløde” emballager i glaskuber: Forsøgsordning (c)	149
8.3 Usikkerheder i bestemmelse af mængder af indsamlet plast og metal i kuberne: Forsøgsordning (d og e)	152

8.4 Usikkerheder i opgørelse af transport med lastbil og skib: Forsøgsordning (f).....	154
8.5 Kul i stedet for gas som marginal el: Forsøgsordning (g).....	156
8.6 CML og Eco-indicator i stedet for UMIP: Forsøgsordning (h og i)	158
8.7 Forskel i miljøgevinst ved at flytte de forskellige fraktioner fra forbrænding til genanvendelse	159
8.8 Opsamling på følsomhedsanalyser	160
9 Evaluering af data og antagelser	163
9.1 Fuldstændighedskontrol.....	163
9.2 Følsomhedskontrol	170
9.3 Konsistenskontrol	173
9.4 Opsamling på evaluering af data og antagelser	175
10 Konklusion	177
10.1 Forsøgsresultater.....	177
10.2 Funktionel enhed	180
10.3 Miljøpåvirkning fra den nuværende ordning (referencesituationen)	181
10.4 Miljøgevinst ved forsøgsordningen	182
10.5 Miljøgevinster ved scenarierne.....	184
11 Referencer	185
Bilag 1: Indsamlet plast og metal i de to områder	189
Bilag 2: Kontrolvejning af vægt hos Kroghs Flaskegenbrug.....	191
Bilag 3: Vægt pr. indsamlet emballage	193
Bilag 4: Faktorer der påvirker genbrugsprocenten	195
Bilag 5: Glas indsamlet i Københavns Kommune 2004	197
Bilag 6: Følsomhedsanalyse (a og b): Alternativ indsamling og sortering (mekanisk)	199
Bilag 7: Kritisk gennemgang af LCA-rapporten.....	207
Bilag 8: Kommentarer til den kritiske gennemgang	217

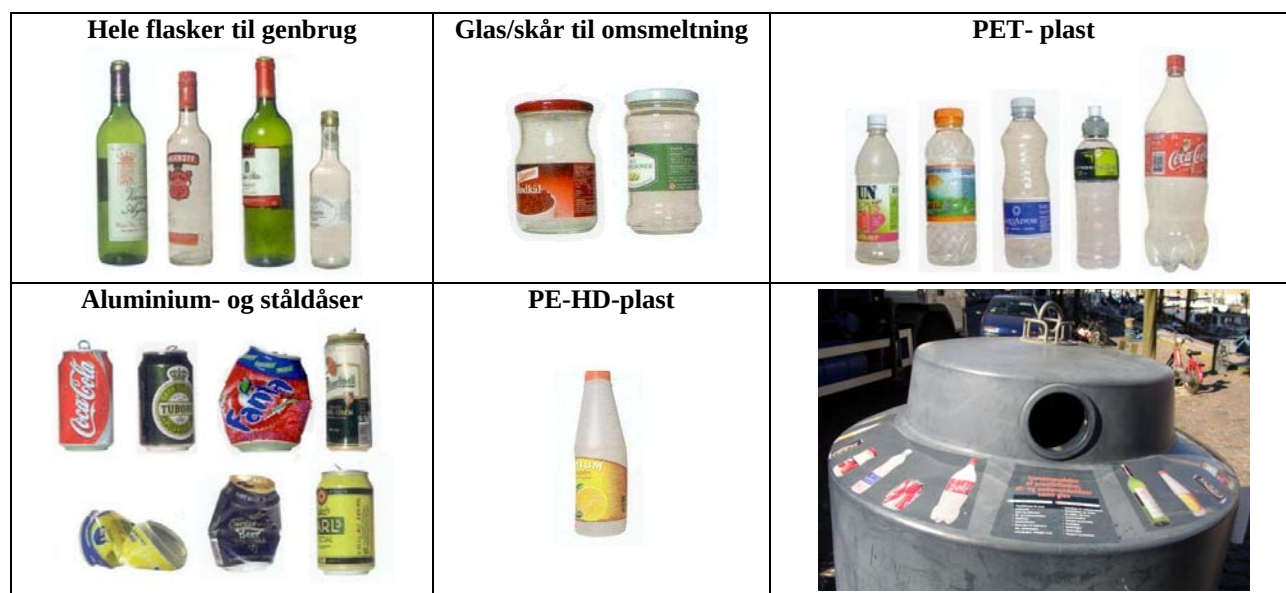
Resume

I januar 2004 startede R98 en forsøgsordning på Christianshavn og i Husum, hvor udvalgte drikkevareemballager af plast og metal kan bortskaffes via det eksisterende kubesystem for genanvendeligt glas. Formålet med forsøgsordningen omfatter:

- at øge genanvendelsen af ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal
- at øge genbrugsprocenten af glasflasker (færre flasker formodes at gå itu, når der kommer flere bløde emballager af plast og metal i kuben)
- at mindske støj fra kuberne
- at forbedre de visuelle forhold omkring kuberne

I denne rapport foretages en livscyklusvurdering af, hvis forsøgsordningen implementeres i hele Københavns Kommune.

De nye ikke-pantbelagte drikkevareemballager, der er omfattet af ordningen er PET og PE-HD flasker og stål- og aluminium dåser, se figuren nedenfor.



Figur 1: Eksempler på emballager som er omfattet af forsøgsordningen samt kube med påklisteret informationsmateriale om forsøgsordningen.

Efter den praktiske del af forsøgets afslutning den 31. december 2004, er der udarbejdet en evaluering, som bl.a. omfatter en miljøøkonomisk analyse og en miljøvurdering af forsøget. Evalueringen skal indgå som det væsentligste beslutningsgrundlag for Københavns Kommunes Miljø- og Forsyningsudvalg, som afgør om ordningen skal gøres permanent for hele Københavns Kommune. Nærværende livscyklusvurdering udgør et væsentligt bidrag til miljøvurderingsdelen af evalueringen. De miljøaspekter, der behandles andetsteds i evalueringen (og altså ikke i denne rapport) er; støj, visuelle forhold og arbejdsmiljø.

Formålet med livscyklusvurderingen er, at dokumentere miljøeffekten ved at implementere forsøgsordningen i hele Københavns Kommune. Undersøgelsen udføres som en sammenlignende vurdering således, at det eksisterende system kan sammenholdes med det nye system. Livscyklusvurderingen udføres på bortskaffelse af potentialet for ikke-pantbelagt emballageglas samt potentialet for ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal i Københavns Kommune for året 2004. Det vil sige, at der vurderes på en opskalering af resultaterne fra forsøget, som kun omfatter Christianshavn og Husum. Sammen med evalueringens øvrige dele (driftsafrapportering, økonomisk vurdering og vurdering af støj, visuelle forhold samt

arbejdsmiljø) muliggør livscyklusvurderingen, at man kan få et indtryk af, hvor meget miljø man får for pengene ved implementering af ordningen.

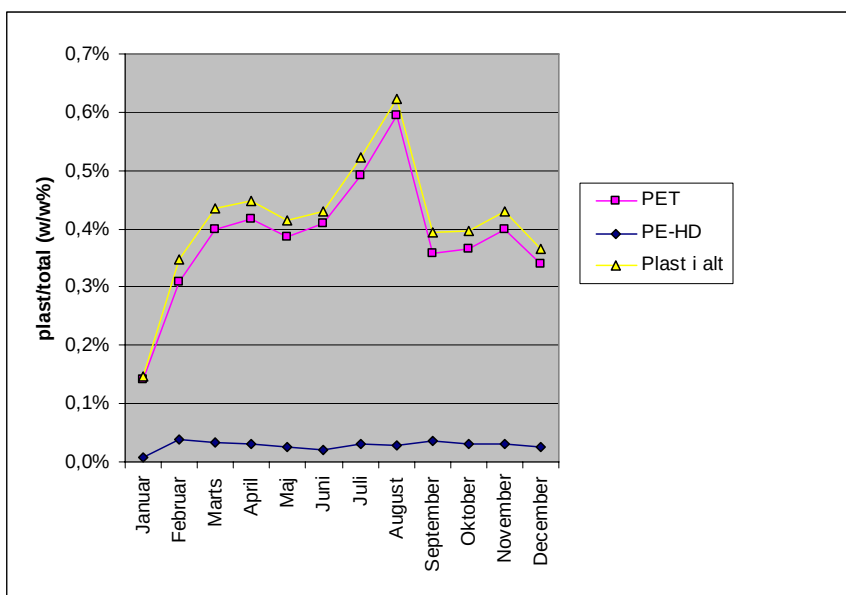
Målgruppen for livscyklusvurderingen er primært R98, som anvender resultaterne i afrapportering af evalueringen af forsøget til Miljøkontrollen, Københavns Kommune. Livscyklusvurderingen udgives af R98, og vil være offentlig tilgængelig for interesseparter og borgere.

Forsøgsresultater

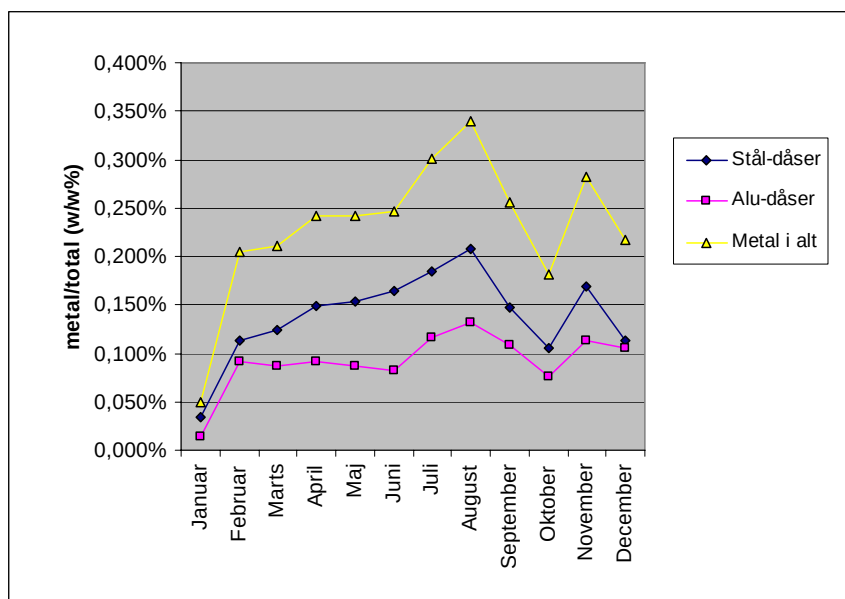
I forsøget er der indsamlet ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal i de eksisterende glasskubber på Christianshavn og i Husum. Forsøgsområdet omfatter i alt ca. 12.527 husstande og forsøgsperioden har varet fra 1. januar til 31. december 2004. Efter forsøgsperiodens afslutning fortsætter ordningen indtil det er besluttet, om ordningen skal gøres permanent i hele København eller opgives. De indsamlede mængder lagres, indtil de afsættes til genanvendelse.

Indsamlet plast og metal i forsøgsperioden

Det indsamlede plast og metal i forsøgsperioden er vist i figurerne nedenfor. Mængderne er opgjort i vægtprocent af total mængde indsamlet glas, plast og metal for at udligne variationer som følge af flere tømninger i nogle måneder end andre og sæsonvariationer i de samlede mængder.



Figur 2: Mængde indsamlet plast på Christianshavn og i Husum for perioden januar 2004 til og med december 2004. Den indsamlede mængde er opgjort som andel plast i forhold til total indsamlet i kuberne.



Figur 3: Mængde indsamlet metal på Christianshavn og i Husum for perioden januar 2004 til og med december 2004. Den indsamlede mængde er opgjort som andel metal i forhold til total indsamlet mængde i kuberne.

Begge figurer viser en indkøringsperiode på et par måneder, hvorefter niveauet for plast og metal stabiliserer sig. Herefter ses et stort udsving i juli og august, som kan tilskrives sæsonvariationer, idet der i denne periode nydes flere drikkevarer i gadebilledet. Endelig ses en mindre stigning i november, som sandsynligvis skyldes, at der her blev husstandsomdelt en informationsfolder om forsøgsordningen.

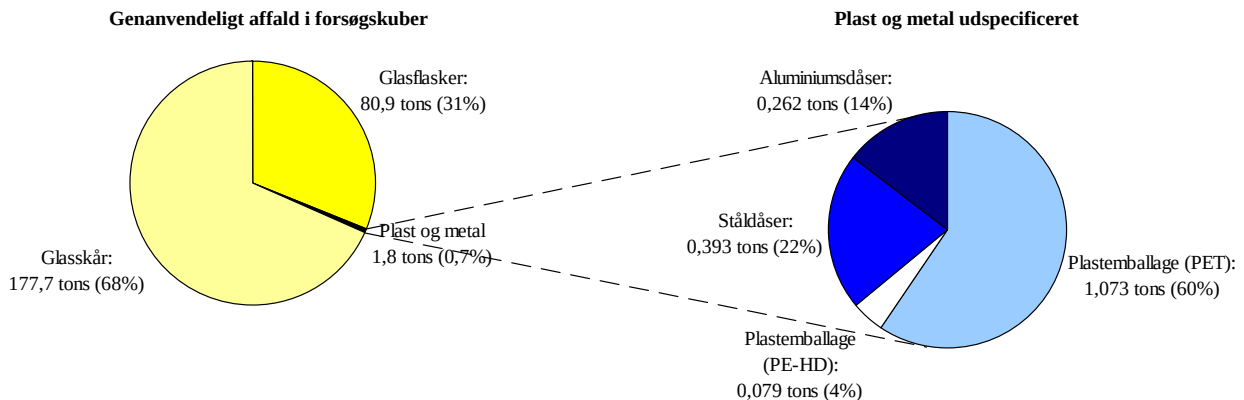
Sideeffekter ved indsamling af plast og metal

Et af formålene med forsøgsordningen var, at undersøge om de ”bløde” emballager (plast og metal) i kuberne ville medføre, at færre genbrugelige flasker gik itu. Det har på baggrund af de indsamlede data ikke været muligt entydigt at afgøre, hvorvidt en sådan effekt er opnået. Ses udelukkende på genbrugsprocenten for flasker, kan der ikke identificeres nogen effekt. Tages der derimod højde for, at fyldningsgraden af kuberne i en stor del af forsøgsperioden har været mindre end ellers, så kan der ses en sammenhæng. Når kuberne fyldes mindre før de tømmes, vil flaskerne falde længere ned, før de rammer bunden af kubene, hvorved flere flasker går itu. Tages der således højde for både mængden af bløde emballager og fyldningsgraden af kuberne, kan det groft estimeres, at de indsamlede mængder ”bløde” emballager har forøget genbrugsprocenten i størrelsesordenen 10%. Det vil kræve yderligere undersøgelser, hvis sammenhængen mellem mængden af ”bløde” emballager og genbrugsprocenten skal kortlægges. I livscyklusvurderingen regnes der som udgangspunkt med, at de ”bløde” emballager ikke har nogen effekt på genbrugsprocenten.

En anden mulig sideeffekt af ordningen er, at der med øget fokus på flere typer emballager, der må afleveres i glaskuberne, så kunne mængden af indsamlet glas også stige. Der er imidlertid ikke identificeret indikationer herpå.

Opnået niveau for indsamling af plast og metal med forsøgsordningen

De direkte registrerede mængder plast og metal opgjort i tons i forsøgsperioden er af mindre interesse. Dette skyldes, at forsøgsresultaterne skal anvendes til at estimere et fremtidigt niveau, hvis ordningen gøres permanent. De direkte registrerede mængder dækker over en indkøringsperiode, hvor borgerne skal have kendskab til ordningen og vænne sig til at bruge den, og er således ikke et rimeligt estimat på, hvad der er opnået. I fastsættelsen af det opnåede niveau, ses der således bort fra en indkøringsperiode på to måneder, og der tages højde for, at sæsonudsvingene i juli og august forekommer en gang årligt. Det opnåede niveau for indsamling af plast og metal med forsøgsordningen er vist i figuren nedenfor.



Figur 4: Total opnået niveau for indsamling på Christianshavn og i Husum i forsøgsperioden fordelt på fraktioner. Værdierne afspejler et opnået niveau i perioden og er derfor renset for mængder indsamlet i de første to måneder.

Opskalering til fuldskalaimplementering i hele Københavns Kommune

I livscyklusvurderingen vurderes miljøeffekterne af, at implementere forsøgsordningen i hele Københavns Kommune. Derfor skal mængderne fra forsøget opskales. Denne opskalering er foretaget med udgangspunkt i, at der vil kunne opnås samme vægtandel plast og metal i kuberne i hele København som i forsøgsområdet. Herved fås en opskaleringsfaktor på 22,7. De opskalerede mængder plast og metal er vist i tabellen nedenfor.

Fraktion	Opskaleret mængde
Plastemballage (PET)	24 tons
Plastemballage (PE-HD)	1,8 tons
Ståldåser	8,9 tons
Aluminiumsdåser	5,9 tons
Total	40,6 tons

Tabel 1: Opskalerede mængder plast og metal. Forventede årlige mængder plast og metal ved samme niveau for indsamling som i forsøgsordningen.

Det er ovenstående opskalerede værdier, der anvendes i livscyklusvurderingen. Dette afspejler imidlertid, hvad der estimeres at kunne opnås inden et år efter implementering af ordningen. På længere sigt vil der sandsynligvis kunne indsamles mindst fire gange så store mængder. Årsagen til dette er, at der vil kunne sættes ind med en bredere og bedre informationskampagne end i forsøgsordningen, og at borgerne med tiden vænner sig mere til ordningen. I forsøgsordningen har der været visse begrænsninger i at informere om ordningen, da informationen af hensyn til signalforvirring ikke må modtages af andre end borgerne i forsøgsområderne. Informationsmaterialet udgøres af husstandsdelte informationsbrochurer i starten og i november i forsøgsperioden samt klistermærker på kuberne. At der vil kunne indsamles fire gange så meget er begrundet med, at en brugerundersøgelse, hvor 200 af borgerne i forsøgsområdet er interviewet, viser, at kun 25% af de adspurgte har bemærket ændringerne ved kuberne, og kun 10% har afleveret plast og metal i kuberne. De opskalerede affaldsmængder gælder for en fuldskalaimplementering i Københavns Kommune. R98's indsamlingsområde omfatter imidlertid både Københavns og Frederiksberg Kommuner. Hvis det vedtages at implementere ordningen i Københavns Kommune, er det muligt at ordningen desuden vedtages at omfatte Frederiksberg Kommune, hvorved de forventede indsamlede mængder bliver tilsvarende større.

De indsamlede mængder af plast og metal svarer til 4% af potentialet for ikke-pantbelagte drikkevareemballage af plast og metal.

Analyserede scenarier

I livscyklusvurderingen vurderes de miljømæssige forhold ved en fuldskalaimplementeret udgave af forsøgsordningen sammenlignet med den eksisterende bortskaffelse (referencesituationen). Da der også findes andre måder at indsamle plast- og metalemballager på end via glaskuberne, er der vurderet på tre alternative scenarier. Disse scenarier er medtaget for at få et indtryk af størrelsesordenen af miljøpåvirkninger i forhold til referencesituationen og forsøgsordningen. Vurderingerne i scenarierne er i højere grad end for referencesituationen og forsøgsordningen baseret på skøn for de indsamlede mængder plast og metal og tilrettelæggelse af indsamlingen. De anslåede indsamlede mængder i scenarierne er således ikke baseret på et fuldskalaforsøg i større områder over længere tid og med detaljeret datafangst, som det er tilfældet for forsøgsordningen. De tre scenarier er valgt ud fra hvad R98 og Miljøkontrollen anser, som sandsynlige andre ordninger for indsamling af ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast- og metal.

Nedenfor er referencesituationen, forsøgsordningen og de tre scenarier kort beskrevet.

Scenarium	Beskrivelse
Referencesituationen	Flasker og glas afleveres i de eksisterende kuber til glas samt parallelordninger for flasker. Det glas, der ikke afleveres i kuber samt øvrige ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal, bortskaffes via restaffaldet til forbrænding. Det indsamlede glas sendes til sortering hos Kroghs Flaskegenbrug ved Skævinge. Udsorterede hele genpåfyldelige flasker sendes til genbrug og skår sendes til genanvendelse (omsmeltning).
Forsøgsordningen	Indsamling af ikke-pantbelagt drikkevareemballager af plast og metal sker sammen med glas og flasker i de eksisterende glaskuber. De indsamlede fraktioner fra kuberne sendes til sortering på Kroghs Flaskegenbrug som i referencesituationen. De udsorterede fraktioner sendes til genanvendelse. De mængder plast og metal, der indsamles med forsøgsordningen er bestemt ud fra forsøgsresultaterne beskrevet i kapitel 2.
Scenarium 1: Henteordning	Plast og metal indsamles via en henteordning. Der opstilles beholdere i forbindelse med etageejendomme sammen med de eksisterende beholdere til papir. Plast- og metalemballager fra villaer indsamles med elskrotordningen. Det regnes som følge af et højere serviceniveau med, at der kan indsamles tre gange mængderne i forsøgsordningen. Det indsamlede plast og metal antages at blive sorteret, ballet og opbevaret hos HC Svendsen i Glostrup før det sendes til genanvendelse.
Scenarium 2: Bringeordning	Borgene henvises til at aflevere plast- og metalemballager på genbrugsstationen, hvor der opstilles materiel hertil. Det antages, at der med denne ordning kan indsamles væsentlig mindre mængder end med forsøgsordningen, henholdsvis 20% fra etageejendomme og 50% fra villaer af hvad der indsamles med forsøgsordningen. Før det indsamlede plast og metal sendes til genanvendelse, læsses plasten af hos HC Svendsen i Glostrup, og metalfraktionen afsættes med det øvrige metal til en aftager i Fiskerihavnsvej (Uniscrap)
Scenarium 3: Bringeordning	Plast og metal indsamles via særskilte kuber til plast og metal, som opstilles ved de eksisterende standpladser for glaskuber. Bl.a. pga. pladsmangel vil det kun være muligt at opstille de nye kuber på omkring 75% af de eksisterende standpladser. Derfor regnes der med, at der kan indsamles 75% af mængderne i forsøgsordningen. Det indsamlede plast og metal antages at blive sorteret, ballet og opbevaret hos HC Svendsen i Glostrup før det sendes til genanvendelse.

Tabel 2: Vurderede scenarier i livscyklusvurderingen. Alle scenarier er opstillet som fuldskalaimplementerede for hele Københavns Kommune.

Funktionel enhed

I alle analyserede scenarier regnes der på den samme mængde affald (glas, plast og metal). Denne mængde affald er defineret i den såkaldte funktionelle enhed (for detaljer se afsnit 4.3). Den funktionelle enhed er en kvantificering af den ydelse, der miljøvurderes. I dette tilfælde er ydelsen en affaldsordning, hvor borgerne kan få bortskaffet deres emballageaffald til drikkevarer samt øvrig glasemballage. Den funktionelle enhed fastsætter en given mængde affald med en given sammensætning. I livscyklusvurderingen opgøres de potentielle miljøpåvirkninger fra bortskaffelsen af denne mængde affald for både referencesituationen, forsøgsordningen samt de tre scenarier. I boksen nedenfor er den funktionelle enhed defineret.

Funktionel enhed:

Potentialet for ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal samt potentialet for ikke-pantbelagte glasemballager fra husholdninger i Københavns Kommune i 2004. Dette omfatter:

Fraktion	Potentiale i Københavns Kommune 2004
Glasflasker	7.366 tons
Glasskår	4.144 tons
PET flasker	566 tons
PE-HD flasker	42 tons
Ståldåser	207 tons
Aluminiumdåser	138 tons
Total	12.463 tons

Boks 1: Funktionel enhed.

I tabellen nedenfor er bortskaffelsen af affaldet i den funktionelle enhed vist for samtlige scenarier.

Fraktion	Bortskaffelse	Reference-situation	Forsøgs-ordning	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Hele glasflasker	Genbrug via kuber	1.832 tons	1.832 tons	1.832 tons	1.832 tons	1.832 tons
	Genbrug via parallel-ordninger	950 tons	950 tons	950 tons	950 tons	950 tons
Glasskår	Genanvendelse	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons
	Forbrænding	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons
PET	Genanvendelse	0 tons	24,0 tons	72,0 tons	5,3 tons	18,0 tons
	Forbrænding	566 tons	542 tons	494 tons	561 tons	548 tons
PE-HD	Genanvendelse	0 tons	1,8 tons	5,4 tons	0,4 tons	1,4 tons
	Forbrænding	42,0 tons	40,2 tons	36,6 tons	41,6 tons	40,7 tons
Ståldåser	Genanvendelse	0 tons	8,9 tons	26,7 tons	2,0 tons	6,7 tons
	Forbrænding	207 tons	198 tons	180 tons	205 tons	200 tons
Aluminiumdåser	Genanvendelse	0 tons	5,9 tons	17,7 tons	1,3 tons	4,4 tons
	Forbrænding	138 tons	132 tons	120 tons	137 tons	134 tons
Total		12.463 tons	12.463 tons	12.463 tons	12.463 tons	12.463 tons

Tabel 3: Bortskaffelse af potentialet (affaldsmængden i den funktionelle enhed) i de analyserede scenarier.

Det affald, der i tabel 3 sendes til forbrænding, er den mængde af potentialet, der ikke indsamles til genanvendelse.

Miljøpåvirkning fra den nuværende ordning (referencesituationen)

Ved den nuværende bortskaffelse af potentialet for glas på 11.510 tons, sendes 2.782 tons flasker til genbrug, 4.024 tons skår til genanvendelse og 4.704 tons glas med restaffaldet til forbrænding. Hele potentialet for plast og metal på henholdsvis 608 tons og 345 tons sendes med restaffaldet til forbrænding.

De væsentligste miljøpåvirkninger fra den nuværende bortskaffelse af potentialet for glas, plast og metal er drivhuseffekt og forsurening. Den samlede årlige potentielle påvirkning af drivhuseffekt og forsurening ved den nuværende bortskaffelse er henholdsvis -1.850 tons CO₂-ækvivalenter og -13 tons SO₂-ækvivalenter. De negative resultater betyder, at den nuværende bortskaffelse af potentialet er årsag til at der undgås miljøpåvirkninger. Det er i den forbindelse genbrug og genanvendelse af glas samt i mindre grad forbrænding af aluminium og stål der er årsag til den undgåede miljøpåvirkning, mens forbrænding af glas og plast giver en miljøpåvirkning. De angivne miljøgevinster for drivhuseffekt og forsurening svarer til hvad omkring 210 gennemsnitlige personer i verden årligt udleder af drivhusgasser, og hvad omkring 100 gennemsnitlige danskere årligt udleder af forsurende emissioner.

Desuden viser resultaterne, at økotoksicitet til vand er en væsentlig miljøpåvirkning. Disse påvirkninger er imidlertid forbundet med væsentlig større usikkerheder end bidragene til drivhuseffekt og forsurening.

De væsentligste ressourceforbrug ved referencesituationen er undgået forbrug af naturgas og i mindre grad undgået forbrug af olie. Dette udgør årligt omkring -630 tons naturgas og -350 tons olie.

Den undgåede drivhuseffekt skyldes primært genbrug af de 2.782 tons flasker og i mindre grad genanvendelse af de 4.024 tons skår. Affaldsforbrænding af stål- og aluminiumdåser er årsag til en beskedent undgået bidrag til drivhuseffekt. Affaldsforbrænding af glas og plast samt transport i forbindelse med indsamling giver imidlertid et bidrag til drivhuseffekt, der trækker i den anden retning, dog ikke nok til at opveje fordelene ved genbrug, genanvendelse af glas.

Den undgåede forsurening skyldes igen hovedsageligt genbrug af flasker og i mindre grad genanvendelse af skår. Affaldsforbrænding af både plast og metal giver desuden et mindre sparet bidrag til forsurening, mens affaldsforbrænding af glas og transport i indsamlingen trækker lidt i den anden retning.

Den nuværende bortskaffelse af potentialet for glas, plast og metal sparer altså miljøet for en væsentlig forurening, selvom en væsentlig del sendes til forbrænding. Det skal i den forbindelse pointeres, at forbrænding af glas og plast påvirker miljøet, også selvom energiindholdet i plasten udnyttes. Derimod sparer forbrænding af stål og aluminium generelt miljøet for påvirkninger, idet fordelene ved energiudnyttelse og genanvendelse af stål i slaggen er større end ulemperne fra emissionerne. For både glas, plast og metal er genanvendelse væsentlig bedre for miljøet end forbrænding.

Miljøgevinst ved forsøgsordningen

I forrige afsnit er miljøpåvirkningen ved referencesituationen beskrevet. Nedenfor beskrives den ekstragevinst, der er forbundet ved også at indsamle plast og metal i glaskuberne. Der opnås ved forsøgsordningen reduktioner indenfor alle de væsentligste miljøpåvirkninger i forhold til referencesituationen. Reduktionerne i drivhuseffekt og forsurening ved forsøgsordningen udgør årligt henholdsvis omkring 107 tons CO₂-ækvivalenter og 390 kg SO₂-ækvivalenter. Det skal i den forbindelse gøres opmærksom på, at disse reduktioner kun dækker over, at omkring 40 tons plast og metal flyttes fra forbrænding til genanvendelse. Dette svarer til, at der med forsøgsordningen kun indsamles omkring 4% af potentialet for plast og metal. Disse tal afspejler et opnået niveau med forsøgsordningen i Husum og på Christianshavn. Derfor må der, ved en fuldskalaimplementering med mere tid til tilvænnning og mere bred information om ordningen, kunne forventes en væsentlig højere genanvendelsesprocent – måske fire gange så meget som i forsøgsordningen,

eller mere. Hvis der indsamles fire gange så meget som i forsøgsordningen, vil miljøgevinsten tilsvarende blive i størrelsesordenen fire gange så stor.

Reduktion i ressourceforbrug ved forsøgsordningen omfatter årligt 16 tons naturgas, 7 tons olie, 15 tons kul, 5 tons aluminium og 5 tons stål.

De væsentligste årsager til, at der opnås en miljøgevinst er den øgede genanvendelse af PET-plast og aluminiumdåser. PE-HD og ståldåser betyder mindre. Den ekstra transport, der er forbundet med indsamling af plast og metal fra kuber til sortering og videre til oparbejdning betyder mindre.

På trods af, at forsøgsordningen kun har fat i en relativ lille del af potentialet for plast og metal ses en reduktion i miljøpåvirkninger ved forsøgsordningen. Reduktionerne for drivhuseffekt ligger i størrelsesordenen hvad 10-15 gennemsnitlige personer i verden årligt udleder, og reduktionerne i aluminium svarer til omkring 1.500 personers årlige forbrug. Det kan imidlertid være svært at forholde sig til om disse størrelser er "meget eller lidt". Når dette vurderes, skal der ske en afvejning mellem den opnåede gevinst og indsatsen for at opnå gevinsten. Umiddelbart kan 10-15 personers årlige udledning af drivhusgasser lyde af lidt. Men hvis miljøgevinsten ved genanvendelse af 1 tons forsøgsaffald (plast og metal) sammenholdes med miljøgevinsten ved genanvendelse af 1 tons glas (genbrug af flasker og omsmelting af skår) fås et mere nuanceret billede. Således vil miljøgevinsten ved at flytte 1 tons forsøgsaffald (med den aktuelle sammensætning af plast og metal) fra forbrænding til genanvendelse være omkring 3 tons CO₂-ækvivalenter, mens miljøeffekten af at flytte 1 tons glas (med den aktuelle sammensætning af genbrugelige flasker og genanvendelige skår) være i størrelsesordenen 0,5 tons CO₂-ækvivalenter. Der fås således væsentligt "mere miljø" pr. tons pr. tons genanvendt plast og metal end pr. tons genanvendt glas. Derfor skal de relativt små indsamlede mængder plast og metal ses i lyset af, at der opnås en væsentlig større miljøgevinst pr. tons plast og metal end pr. tons glas.

Miljøgevinsten ved forsøgsordningen beskrevet ovenfor, må forventes at blive væsentlig større ved en fuldskalaimplementering end angivet, måske fire gange større. Dette skyldes, at borgerne vil få mere tid til at vænne sig til den nye ordning og at der vil kunne sættes ind med en mere bred information. Årsagen til at det vurderes, at en fuldskalaimplementering kan give måske fire gange større miljøgevinster er, at en brugerundersøgelse viste, at kun 25% af brugerne kendte til ordningen. Desuden er de beregnede reduktioner i miljøpåvirkning for en fuldskalaimplementering i Københavns Kommune, men da R98's indsamlingsområde omfatter både Københavns og Frederiksberg Kommuner, vil det ved en eventuel vedtagelse om fuldskalaimplementering, være muligt at indføre ordningen i begge kommuner. Herved ville de indsamlede mængder og dermed reduktioner i miljøpåvirkninger blive i størrelsesordenen 22% større, idet R98 indsamler omkring 82% af deres glas fra kuber i Københavns Kommune, og det resterende i Frederiksberg Kommune.

Ud fra rene miljømæssige argumenter taler livscyklusvurderingens resultater for, at forsøgsordningen burde implementeres i hele Københavns Kommune. En beslutning om, hvorvidt ordningen bør implementeres, bør dog bl.a. tage i betragtning, hvad miljøgevinsten er, i forhold til hvad ordningen vil koste i kroner.

Usikkerheder

Resultaterne for referencesituationen og forsøgsordningen ovenfor skal ses i lyset af de indlejrede usikkerheder, der er i systemafgrænsningen, dataindsamlingen og beregning af miljøpotentialer. Disse usikkerheder er evalueret i kapitel 9, hvor det fremgår, at der ikke er identificeret forhold omkring data, metoder og antagelser, som vurderes at have væsentlig indvirkning på livscyklusvurderingens resultater. De fleste af de identificerede usikkerheder peger på, at det er mere sandsynligt, at der vil opnås en større miljøgevinst ved forsøgsordningen end det omvendte. Dette skyldes en forventning om, at der vil blive indsamlet i størrel-

sesordenen fire gange så store mængder som i forsøgsordningen, og at de ”bløde” emballager vil have en positiv effekt på genbrugsprocenten af hele flasker.

Den væsentligste usikkerhed i antagelserne er forbundet med valg af manuel sortering i Danmark. Hvis affaldet indsamlet via kuberne i stedet sendes til sortering i udlandet vendes miljøgevinsten til en stor ekstra miljøpåvirkning. Dette skyldes, at hele genpåfyldelige flasker formentligt ikke vil blive udsorteret og genbrugt i udlandet. Det vil sige, at det er en forudsætning for, at der kan opnås en gevinst med forsøgsordningen, at de indsamlede fraktioner sorteres i Danmark, hvor flasker fra kuberne sendes til genbrug.

Miljøgevinster ved scenarierne

En henteordning (scenarium 1), hvor ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal afhentes ved etageejendomme, giver den største miljøgevinst. Der opnås således i størrelsesordenen halv til en hel gang så store miljøgevinster som med forsøgsordningen.

Scenarium 2, hvor borgerne henvises til at aflevere ikke-pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal på genbrugsstationen, er miljøgevinsten beskeden. Det er således scenarium 2, der giver den mindste miljøgevinst af de tre scenarier. Der opnås således kun i størrelsesordenen en sjettedel til en tredjedel af, hvad der opnås med forsøgsordningen.

I scenarium 3, hvor der opstilles særskilte beholdere til plast og metal ved de eksisterende glaskuber, fås en miljøgevinst i størrelsesordenen en tredjedel til godt det halve af forsøgsordningen.

Forskellene mellem de analyserede scenarier kan primært tilskrives, at der indsamles forskellige mængder plast og metal i scenarierne. Desuden har den ekstra kørsel og de ekstra beholdere i scenarium 1 en væsentlig negativ virkning på miljøgevinsten. Dog opvejes dette af en større gevinst ved den øgede genanvendelse. I scenarium 3 har fremstilling og bortskaffelse af særskilte kuber til plast og metal også en vis negativ virkning på miljøgevinsten.

Der gøres opmærksom på, at de indsamlede mængder plast og metal i scenarierne hovedsageligt er bestemt ud fra skøn foretaget af R98 og Miljøkontrollen. Dog vurderes usikkerhederne forbundet med disse opgørelser ikke, at kunne rykke ved rangordningen af de tre scenarier.

Nedenfor er samtlige analyserede scenarier rangordnet, hvor scenariet med den største miljøgevinst er placeret øverst.

- Scenarium 1: Henteordning
- Forsøgsordningen
- Scenarium 3: Bringeordning, særskilte kuber til plast og metal
- Scenarium 2: Bringeordning, genbrugsstation
- Referencesituationen

1 Indledning

I januar 2004 startede R98 en forsøgsordning på Christianshavn og i Husum, hvor udvalgte drikkevareemballager af plast og metal kan bortskaffes via det eksisterende kubesystem for genanvendeligt glas. Formålet med forsøgsordningen omfatter:

- at øge genanvendelsen af ikke-pantbelagt drikkevareemballager af plast og metal
- at øge genbrugsprocenten af glasflasker (færre flasker vil gå itu, når der kommer flere bløde emballager af plast og metal i kuben)
- at mindske støj fra kuberne
- at forbedre de visuelle forhold omkring kuberne

Forsøgsordningen med indsamling af ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast- og metal i de eksisterende glaskuber, er én blandt flere muligheder, hvormed Københavns Kommune kan leve op til bestemmelserne i EU's emballagedirektiv. Da forsøget startede før emballagedirektivet kom til, var forsøgsordningen ikke oprindeligt tænkt som en mulighed for at leve op til direktivet.

Forsøget er nærmere beskrevet i nedenstående boks 1. Efter den praktiske del af forsøgets afslutning den 31. december 2004, er der udarbejdet en evaluering, som bl.a. omfatter en miljøøkonomisk analyse og en miljøvurdering af forsøget. Evalueringen skal indgå som det væsentligste beslutningsgrundlag for Københavns Kommunes Miljø- og forsyningsudvalg, som afgør om forsøgsordningen skal gøres permanent for hele Københavns Kommune. Nærværende LCA udgør et væsentligt bidrag til miljøvurderingsdelen af evalueringen. De miljøaspekter, der behandles andetsteds i evalueringen er; støj, visuelle forhold og arbejdsmiljø.

Formålet med livscyklusvurderingen er, at dokumentere miljøeffekten ved at implementere forsøgsordningen i hele Københavns Kommune. Undersøgelsen udføres som en sammenlignende LCA således, at det eksisterende system kan sammenholdes med det nye system. Livscyklusvurderingen udføres på bortskaffelse af potentialet for ikke-pantbelagt emballageglas samt potentialet for ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal i Københavns Kommune for året 2004. Det vil sige, at der vurderes på en opskalering af resultaterne fra forsøget, som kun omfatter Christianshavn og Husum.

I livscyklusvurderingen opstilles et system som er fleksibelt for udførelse af diverse scenarier. Herved kan miljøeffekten af forskellige designs af ordningen vurderes, ligesom miljøeffekten af ændringer i indsamlingseffektiviteten kan vurderes. Sammen med evalueringens øvrige dele (driftsrapportering, økonomisk vurdering og vurdering af støj, visuelle forhold samt arbejdsmiljø) muliggør livscyklusvurderingen, at man kan få et indtryk af, hvor meget miljø man får for pengene ved implementering af ordningen.

Målgruppen for livscyklusvurderingen er primært R98, som anvender resultaterne i afrapportering af evalueringen af forsøget til Københavns Kommune, Miljøkontrollen. Livscyklusvurderingen udgives af R98, og vil være offentlig tilgængelig for interesseparter og borgere.

Der er udført kritisk gennemgang af livscyklusvurderingen af Kim Christiansen, 2.-0 LCA consultants. I bilag 9 er der redegjort for, hvordan der er taget højde for kommentarerne i forbindelse med den kritiske gennemgang. Proceduren for kritisk gennemgang er nærmere beskrevet i afsnit 4.1.

De nye ikke-pantbelagte drikkevareemballager, der er omfattet af ordningen er: PET flasker, PE-HD flasker, stål dåser og aluminium dåser, se også figur 1.1 til 1.3 på de følgende sider.

1.1 Beskrivelse af forsøg

Forsøg med drikkevareemballage af plast og metal via eksisterende glaskuber

Baggrund

Projektet er iværksat af Miljøkontrollen, Københavns Kommune på baggrund af kommunens affaldsplan 2000-2004. Forsøget udføres af R98 i tæt samarbejde med Miljøkontrollen. Projektet er finansieret af R98.

Formål:

At skabe et erfaringsgrundlag for Københavns Kommune for en beslutning om indførelse af en permanent ordning af indsamling af ikke pantbelagte drikkevareemballage via den eksisterende indsamlingsordning af glasemballager.

Projektmål:

- Dæmpes støjen ved indkast af glasflasker samt ved tømning af kuberne.
- Hæves mængden af genbrugelige flasker.
- Kvalitet, afsætningspris og mængde af metaldåser og plastflasker.
- Opstille et budget for en permanent ordning for hele København.
- Er der en æstetisk forbedring af plastflasker og metaldåser der ”flyder ” i områderne.
- Udarbejdelse af en miljø- og økonomisk afrapportering af forsøget.

Projektets idé

Der etableres et parallelforsøg med kombineret indsamling af ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal i de eksisterende opstillede kuber til glas. I 2 forsøgsområder bliver der indsamlet flasker i plastfraktionerne PET og PE-HD og metaldåser i aluminium og stål. Der ønskes undersøgt, om de 2 nye fraktioner plastflasker og metaldåser udgør så stor en mængde, at det vil være formålstjenligt at indføre en indsamlingsordning for dem via de eksisterende glaskuber.

Forsøget er planlagt til at starte 1. januar 2004 og løbe resten af året. I starten af 2005 udarbejdes en ekstern evaluering af forsøget, der skal danne grundlag for Københavns Kommunes beslutning om indførelse af en evt. permanent ordning i hele København. Forsøgsområderne forsætter med indsamlingen i starten af 2005, og en evt. permanent ordning implementeres i resten af København, hvis Københavns Kommune vedtager dette. Forsøgsfraktionerne bliver indsamlet i de eksisterende glaskuber, og vil blive tømt og transporteret til anvist modtageranlæg. Det er vigtigt i forsøget at undersøge om det er muligt at få borgere i København Kommune til at sortere endnu en fraktion ud af dagrenovationen. Dette sker dels via en dækkende informationsindsats til de deltagende husstande i forbindelse med start og afslutning af forsøget, dels gennem en brugerundersøgelse samt en intensiv datafangst fra modtageanlægget for den indsamlede blandingsfraktion.

Succes kriterier

- Bliver støjen reduceret ved indkast af glasflasker samt ved tømning af kuberne.
- Hæves genbrugsprocenten.
- Er der en visuel ændring af affaldet der ”flyder” i området.

Miljømæssige argumenter

- Borgerne får mulighed for at aflevere plastflasker og metaldåser til genanvendelse.
- Ved indsamling af plastflasker og metaldåser vil mængden af affald til forbrænding mindskes, samtidig forventes at sker en nedgang af metalrester i slaggen.
- Det forventes at indholdet af plastflasker og metaldåser vil dæmpe støjen ved indkast af glasflasker samt ved tømning af kuberne.
- Det forventes at genbrugsprocenten af de hele genbrugelige glasflasker stiger når glaskuberne også indeholder metaldåser og plastflasker.

Fortsættes på næste side...

Fortsat fra forrige side...

Forsøgsområde og -indsamling

R98 etablerer et parallelforsøg der omfatter et udvalgt antal allerede eksisterende opstillede glaskuber, men med en større tømningfrekvens. Denne løsning er valgt frem for, at opstille flere glaskuber idet der ikke forventes at kunne opnå tilladelse til dette fra Københavns Kommune Bygge- og Teknikforvaltning. Samtidig er denne løsning billigere end investeringen i flere kuber. De 900 liters beholdere til indsamling af glas, der er privat opstillet i ejendomme, indgår som en del af forsøget.

Der udpeges 2 forsøgsområder på i alt 12.527 husstande

- Christianshavn (udelukkende etageejendomme)
- Husum (både villaområder og etageejendomme)

Evaluering

Forsøget skal evalueres med henblik på en miljø- og økonomisk afrapportering, der opdeles i følgende faser:

- Driftsresultat
- Vurdering af støj, visuelle forhold og arbejdsmiljø
- Livscyklusanalyse
- Økonomisk analyse
- Samlet evaluering og anbefaling

Der vil blive brugt eksterne konsulenter til primært livscyklusvurderingen og den økonomiske analyse.

Boks 1: Beskrivelse af forsøgsordningen. Projektbeskrivelse fra R98.

Borgerne i forsøgsområdet fik i starten af forsøget og i november husstandsomdelt informationsmateriale om forsøgsordningen. I september 2004 blev der udført en brugerundersøgelse, hvor 200 af forsøgsordningens brugere blev interviewet telefonisk. Brugerundersøgelsen er beskrevet nærmere i delrapporten omhandlende de driftmæssige forhold afsnit 4 og bilag 2 i samme delrapport.

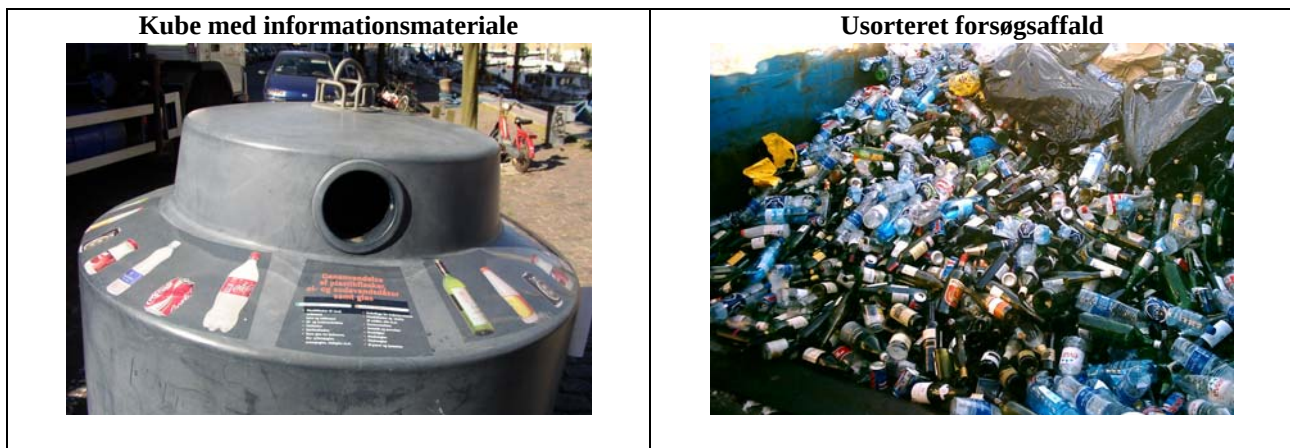
I figur 1.1 er der vist billeder af de fraktioner som er omfattet af forsøgsordningen.



Figur 1.1: Eksempler på emballager som er omfattet af forsøgsordningen.

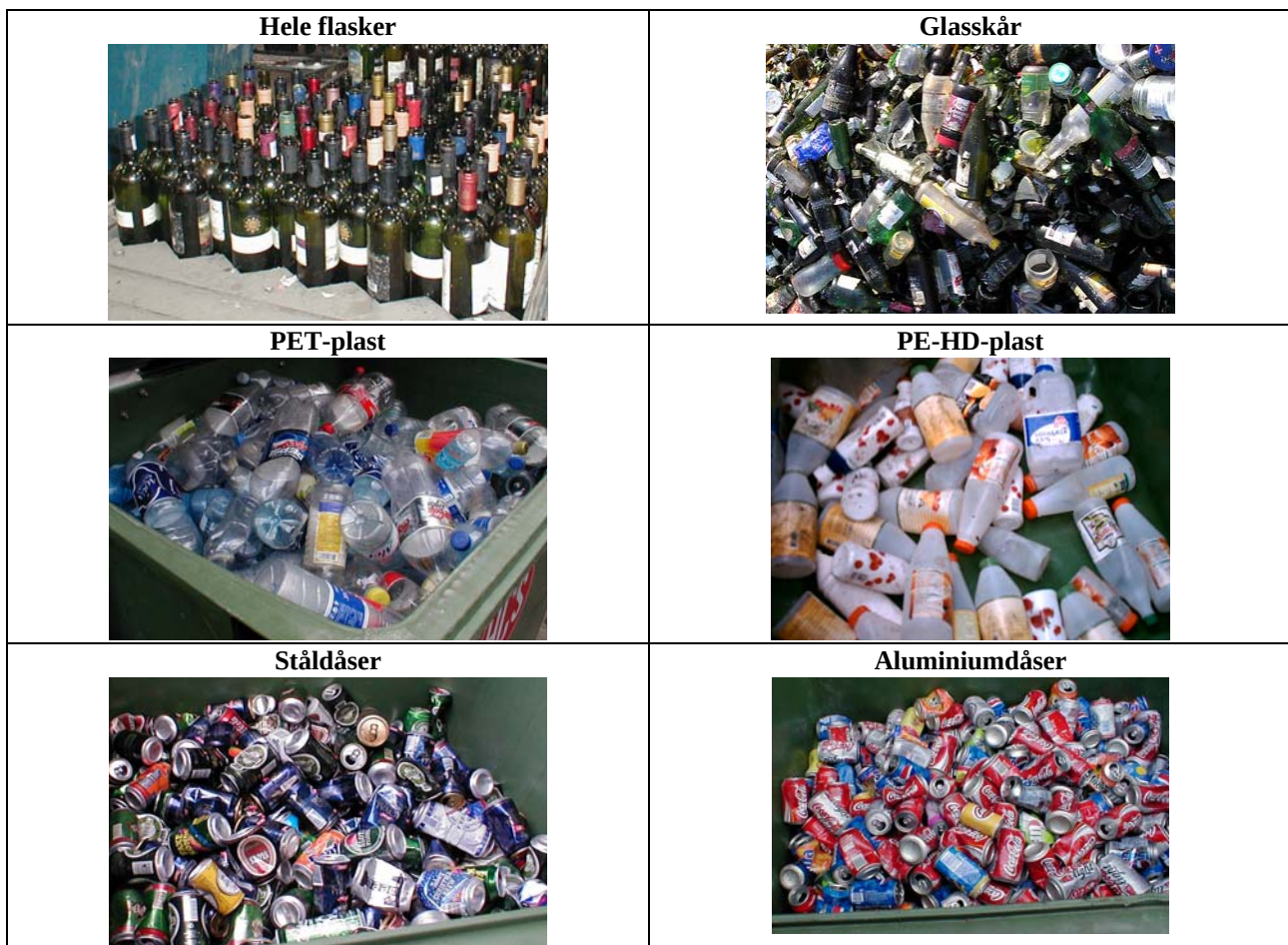
1 Indledning

I figur 1.2 er en kube med informationsmateriale samt et eksempel på forsøgsaffald vist.



Figur 1.2: Glaskube med information om nye fraktioner samt eksempel på indsamlet usorteret forsøgsaffald.

I figur 1.3 er der vist eksempler på udsorteret indsamlet forsøgsaffald



Figur 1.3: Eksempler på emballager som er indsamlet og efterfølgende sorteret i forsøget.

1.2 Analyserede scenarier

Hovedformålet med livscyklusvurderingen er, at få vurderet de miljømæssige forhold ved en fuldskalaimplementeret udgave af forsøgsordningen sammenlignet med den eksisterende bortskaffelse (referencesituationen). I det følgende vil den implementerede udgave af forsøgsordningen blive benævnt *forsøgsordningen*, og den nuværende situation for *referencesituationen*.

I alle analyserede scenarier regnes der på den samme mængde affald (glas, plast og metal). Denne mængde affald er defineret i den funktionelle enhed i afsnit 4.3. Den funktionelle enhed omfatter potentialet for ikke-pantbelagt glasemballage samt potentialet for ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal i Københavns Kommune for året 2004.

I tabel 1.1 nedenfor er referencesituationen og forsøgsordningen beskrevet.

Referencesituation
Genanvendelse: Plast og metal, ikke-pantbelagte drikkevareemballager Der er på nuværende tidspunkt ikke nogen ordning for indsamling af plast og metal. Genanvendelse: Glas Flasker og glas afleveres i de eksisterende kuber til glas. Desuden indsamles en mængde flasker via parallelordninger (viceværtordning og detailhandel, se afsnit 4.4), denne mængde flasker er uændret i referencesituationen, forsøgsordningen og alle scenarier. Det indsamlede glas sendes til sortering hos Kroghs Flaskegenbrug ved Skævinge. Udsorterede flasker sendes til genbrug¹ og skår sendes til genanvendelse². Forbrænding: Plast, metal og glas Det glas, der ikke afleveres i kuber samt øvrige ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal, bortskaffes via restaffaldet til forbrænding.
Forsøgsordningen
Genanvendelse: Plast og metal, ikke-pantbelagte drikkevareemballager Indsamling af ikke-pantbelagt drikkevareemballage sker sammen med glas og flasker i de eksisterende glaskuber. Det indsamlede plast og metal fra kuberne sendes med glasset til sortering på Kroghs Flaskegenbrug som i referencesituationen. De udsorterede fraktioner sendes til genanvendelse. De mængder plast og metal, der indsamles med forsøgsordningen er bestemt ud fra forsøgsresultaterne beskrevet i kapitel 2. Genanvendelse: Glas Glas indsamles i kuberne, sorteres og genanvendes som i referencesituationen. Forbrænding: Plast, metal og glas Det glas, plast og metal, der ikke afleveres i kuber, bortskaffes via restaffaldet til forbrænding.

Tabel 1.1: Beskrivelse af referencesituationen og forsøgsordningen, der vurderes i livscyklusvurderingen.

Da der også findes andre måder at indsamle plast- og metalemballage på end via glaskuberne, er der vurderet på tre alternative scenarier. Disse scenarier er medtaget for at få et indtryk af størrelsesordenen af miljøpåvirkninger i forhold til referencesituationen og forsøgsordningen. Desuden afspejler scenarierne

¹ Begrebet "genbrug" betyder her at en affaldsfraktion bruges til sit oprindelige formål. I dette tilfælde vaskes flaskerne, hvorpå de kan genpåfyldes.

² Begrebet "genanvendelse" anvendes generelt i denne rapport, når affaldsfraktioner oparbejdes og benyttes på linie med nye råvarer. I tilfældet for glas, plast og metal omfatter oparbejdningen omsmelting, hvorpå det oparbejdede materiale ofte kan anvendes på linie med primært glas, plast og metal. Som en forsimpelse anvendes i nogle tilfælde anvendes begrebet "genanvendelse" som en overskrift, der dækker både genbrug og oparbejdning.

1 Indledning

også alternative muligheder, hvormed Københavns Kommune kan leve op til bestemmelserne i EU's emballagedirektiv.

Vurderingerne i scenarierne er i højere grad end for referencesituationen og forsøgsordningen baseret på skøn for de indsamlede mængder plast og metal og tilrettelæggelse af indsamlingen. De anslåede indsamlede mængder i scenarierne er således ikke baseret på et fuldskalaforsøg i større områder over længere tid og med detaljeret datafangst, som det er tilfældet for forsøgsordningen.

De tre scenarier er valgt ud fra hvad R98 (2005) og Miljøkontrollen (2005) anser som sandsynlige andre ordninger for indsamling af ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast- og metal.

Scenarium 1: Henteordning**Genanvendelse: Plast og metal, ikke-pantbelagte drikkevareemballager**

Plast og metal indsamles via en henteordning. Der opstilles beholdere i gårde ved etageejendomme sammen med de eksisterende beholdere til papir. Plast- og metalemballager fra villaområder indsamles med elskrotordningen. Det regnes som følge af et højere serviceniveau med, at der kan indsamles tre gange mængderne i forsøgsordningen. Det indsamlede plast og metal antages at blive sorteret, ballet og opbevaret hos HC Svendsen i Glostrup før det sendes til genanvendelse.

Genanvendelse: Glas

Glas indsamles i kuberne, sorteres og genanvendes som i referencesituationen uafhængigt af ordningen for plast og metal.

Forbrænding: Plast, metal og glas

Det glas, plast og metal, der ikke indsamles til genanvendelse, bortskaffes via restaffaldet til forbrænding.

Scenarium 2: Bringeordning (genbrugsstation)**Genanvendelse: Plast og metal, ikke-pantbelagte drikkevareemballager**

Borgene henvises til at aflevere plast- og metalemballager på genbrugsstationen, hvor der opstilles kuber hertil. Det antages, at der med denne ordning kan indsamles væsentlig mindre mængder end med forsøgsordningen, henholdsvis 20% fra etageejendomme og 50% fra villaområder af hvad der indsamles i forsøgsordningen. Før det indsamlede plast og metal sendes til genanvendelse, læsses platten af hos HC Svendsen i Glostrup, og metalfraktionen afsættes med det øvrige metal til en aftager i Fiskerihavnsvej (Uniscrap)

Genanvendelse: Glas

Glas indsamles i kuberne, sorteres og genanvendes som i referencesituationen uafhængigt af ordningen for plast og metal.

Forbrænding: Plast, metal og glas

Det glas, plast og metal, der ikke indsamles til genanvendelse, bortskaffes via restaffaldet til forbrænding.

Scenarium 3: Bringeordning (ekstra kuber til plast og metal ved de eksisterende glaskuber)**Genanvendelse: Plast og metal, ikke-pantbelagte drikkevareemballager**

Plast og metal indsamles via særskilte kuber til plast og metal, som opstilles ved de eksisterende standpladser for glaskuber. R98 vurderer, at det kun vil være muligt at opstille ekstra opsamlingsmateriel på omkring 75% af de eksisterende standpladser. Derfor regnes der med, at der kan indsamles 75% af mængderne i forsøgsordningen. Det indsamlede plast og metal antages at blive sorteret, ballet og opbevaret hos HC Svendsen i Glostrup før det sendes til genanvendelse.

Genanvendelse: Glas

Glas indsamles i kuberne, sorteres og genanvendes som i referencesituationen uafhængigt af ordningen for plast og metal.

Forbrænding: Plast, metal og glas

Det glas, plast og metal, der ikke indsamles til genanvendelse, bortskaffes via restaffaldet til forbrænding.

Tabel 1.2: Vurderede scenarier i livscyklusvurderingen.

2 Forsøgsresultater

I dette kapitel beskrives resultaterne fra forsøgsordningen. Forsøgsresultaterne anvendes til at estimere mulige opnåelige niveauer for øget genanvendelse ved forsøgsordningen. Formålet med forsøgsordningen omfatter:

- at øge genanvendelsen af ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal
- at øge genbrugsprocenten af glasflasker (færre flasker vil gå itu, når der kommer flere bløde emballager af plast og metal i kubene)
- at mindske støj fra kuberne
- at forbedre de visuelle forhold omkring kuberne

Nærværende præsentation af forsøgsresultater omfatter kun de to første punkter, da det er de eneste to punkter, der vil have indflydelse på resultaterne i livscyklusvurderingen. Støj og visuelle forhold vurderes ikke i nærværende livscyklusvurdering, da det behandles andetsteds i evalueringen af forsøget. Udover at øge både genanvendelse af plast og metal og genbrug af flasker, så kan forsøgsordningen have indvirkning på, hvor meget glas borgerne afleverer i kuberne. Desuden kan en ny ordning, hvor forskellige fraktioner må blandes sammen, skabe signalforvirring. Hvis dette er tilfældet, kan det betyde, at folk smider ikke-egnet affald i kuberne, fx drikkeyoghurt emballage og keramik. Det vil medføre, at mængden af restaffald i glaskuberne stiger. Derfor undersøges det om forsøgsordningen har haft indflydelse på den totale mængde indsamlet glas og på mængden af restaffald.

Forsøgsordningen har forløbet fra 1. januar til 31. december 2004. Der er foretaget målinger fra 1. december 2003 til 31. december 2004, hvor december 2003 bruges som referencemåling. Det vil sige, målingerne fra december 2003 bruges til at illustrere mængderne af indsamlet glas og genbrugsprocent af flasker, uden forsøgsordningen. Det skal i den forbindelse bemærkes, at værdierne for nulpunktsmålingen kun bruges til illustration. Ved den endelige fastsættelse af referencesituationen er der foretaget vurderinger for gennemsnit over hele året.

2.1 Metode til datafangst

Datafangsten er leveret af Danbørs, som har været ansvarlig for optælling og vejning af hvert læs fra ”glas-bilen” på Kroghs Flaskegenbrug. Tabel 2.1 viser antallet af tømninger i forsøgsperioden samt december 2003.

Måned	Antal tømninger		
	Christianshavn	Husum	Total
December (2003)	5	5	10
Januar	4	4	8
Februar	3	3	6
Marts	5	5	10
April	4	4	8
Maj	4	5	9
Juni	5	4	9
Juli	4	4	8
August	4	5	9
September	4	4	8
Oktober	2	2	4
November	5	5	10
December	4	4	8
Total	53	54	107

Tabel 2.1: Antal tømninger leveret og optalt på Kroghs Flaskegenbrug.

For hvert læs er følgende fraktioner udsorteret og efterfølgende vejjet og/eller talt: ikke-pantbelagte glasflasker til genbrug, pantflasker, PET-emballage, PE-HD-emballage, øvrig plast, ståldåser, aluminiumdåser og restaffald. Skår til genanvendelse er ikke vejjet, men beregnes som differencen mellem total mængde indsamlet affald og de opgjorte mængder beskrevet ovenfor. Metoden til målingen af de forskellige fraktioner er beskrevet i tabel 2.2. Da kuberne tømmes på en fast ugedag vil der ved ugentlig tømning i nogle måneder være 4 tømninger, mens der i andre vil være 5. Dette er vigtigt at holde sig for øje, da de indsamlede mængder affald i afsnit 2.2 opgøres på månedsbasis. Herved kan to ens måneder se ud til at afvige med 20% i graferne. Antallet af tømninger pr. måned er ikke i alle tilfælde ens for Christianshavn og Husum, da der ikke tømmes kuber på samme ugedag i de to områder. Desuden er der fra oktober kørt et forsøg med tømninger kun hver anden uge, for at undersøge om fyldningsgraden har indflydelse på genbrugsprocenten. Det viste sig imidlertid, at en tømning hver anden uge var for lidt for nogle kuber. Derfor blev der i november og december kørt en runde hver uge og tømt efter behov. Det vil sige, at kuben kun blev tømt, hvis den var mere end halvt fuld

Tabel 2.2 nedenfor beskriver, hvorledes Danbørs har registreret data fra december 2003 til og med december 2004. Desuden er det beskrevet, hvorledes disse dataregistreringer efterfølgende i nærværende undersøgelse er behandlet, så mængden af hver fraktion kan fås i kilo.

Fraktion	Danbørs data-registrering	Databehandling i nærværende undersøgelse
Total mængde indsamlet affald	Vejes	Værdien indgår direkte i opgørelsen
Ikke-pant-belagte glasflasker til genbrug	Tælles	Kilo glasflasker til genbrug beregnes ved at gange antal flasker med 510 g, som er den gennemsnitlige vægt for flasker til genbrug (R98, 2005)
Glas til genanvendelse	-	Kilo glas til genanvendelse beregnes som total mængde indsamlet affald minus alle øvrige poster
Pantflasker, glas	Tælles	Kilo pantflasker beregnes ved at gange antal flasker med 510 g, som er den gennemsnitlige vægt flasker
PET-emballage	Vejes og tælles	Vejningen indgår direkte i opgørelsen
PE-HD-emballage		
Øvrig plast		
Ståldåser		
Aluminiumdåser		
Restaffald	Vejes	Værdien indgår direkte i opgørelsen

Tabel 2.2: Behandling af Danbørs leverede data fra datafangsten.

Der har været to tømninger på Christianshavn³, hvor kun den totale mængde indsamlede affald er vejjet. For ikke at få et ”hul” i opgørelsen af det indsamlede affald, er disse to datasæt forudsat at have samme fordeling på fraktioner, som den forrige tømning, og er så efterfølgende justeret med den totale mængde affald.

2.2 Usikkerheder

Der har til vejning af det indsamlede affald været brugt den samme vægt på Kroghs Flaskegenbrug til samtlige vejninger (analog vægt). I forsøgsperioden er der blevet foretaget en kontrolmåling af den anvendte vægt. Hertil blev der anvendt en digitalvægt. Der blev vejjet emner med en kendt vægt i intervallet 1 til 5 kg på begge vægte og afvigelsen blev registreret. Kontrolvejningen viste afvigelser mellem +1,4% til -7,7%, hvilket afspejler usikkerheder ved den anvendte vægt. Kontrolvejningen kan ses i bilag 2.

Afvigelserne for Kroghs vægt medførte, at alle fraktioner af metal og plast blev eftervejjet efter forsøgsperioden den 11. januar 2005. Resultatet af eftervejningen er vist i tabel 2.3 nedenfor:

Fraktion	Afvigelse: Eftervejning i forhold til oprindelig løbende vejning
PET-emballage	-10%
PE-HD-emballage	-12%
Ståldåser	-23%
Aluminiumdåser	-28%

Tabel 2.3: Afvigelse: Eftervejning i forhold til oprindelig løbende vejning.

Eftervejningen viser generelt, at der er indsamlet mindre mængder emballage til genanvendelse, end hvad de løbende vejninger har vist. Eftervejningen er udført på den samlede mængde plast og metal indsamlet i 2004. Derfor kan det ikke spores hvad afvigelsen på de enkelte målinger har været. Kontrolvejningen viser 10-28% lavere mængder indsamlet plast og metal end de løbende vejninger viser. Det er bemærkelsesværdigt, at afvigelsen ikke er den samme for de fire fraktioner. Den mest sandsynlige forklaring på de relativt

³ Henholdsvis den 30. marts og den 13. juli 2004.

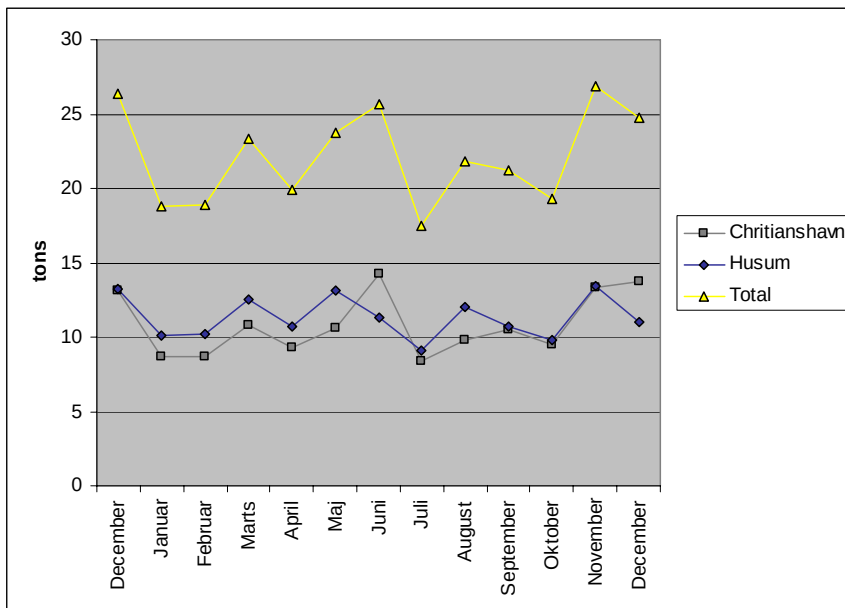
store afvigelser er, at der må have været usikkerheder forbundet med kalibreringen af den anvendte vægt på Kroghs Flaskegenbrug. Desuden kan vejningens præcision afhænge af, hvor meget der vejes⁴.

I hele forsøgsperioden er der foretaget vejninger af de indsamlede fraktioner. I perioden april til december i forsøgsperioden er der yderligere foretaget optælling af de indsamlede fraktioner af plast og metal, se tabel 2.2. I bilag 3 er den gennemsnitlige vægt pr. indsamlet emballage vist opdelt på måneder. Formålet hermed er, at vurdere om Kroghs vægt ændrer sig over tid. Det kan imidlertid ud fra bilag 3 vurderes, at vægten pr. indsamlet emballage er forholdsvis konstant over hele perioden. Derfor vurderes vejningerne, trods usikkerhederne, at give en god indikation på udviklingen over tid.

Det er trods de beskrevne usikkerheder i datafangsten valgt at anvende de løbende data frem for eftervejningen. Dette skyldes, at eftervejningen ikke er opdelt på indsamlingstidspunkt og forsøgsområder. Eftervejningen vil indgå i en følsomheds- og usikkerhedsvurdering af livscyklusvurderingens resultater.

2.3 Resultat af datafangst

I dette afsnit beskrives resultatet af datafangsten. Formålet med dette er, at fastsætte et niveau for genbrugsprocenten samt mængderne af indsamlet plast og metal i både referencesituationen og i forsøgsordningen. Det er senere disse to situationer, der skal sammenlignes i livscyklusvurderingen. Desuden undersøges det om forsøgsordningen har haft indflydelse på den samlede mængde indsamlede glas og restaffald. Figur 2.1 viser den samlede mængde indsamlet affald fra de to forsøgsområder i perioden december 2003 til december 2004. Det samlede affald dækker over både glas, plast og metal samt øvrigt (pantflasker, plastikposer, keramik m.m.).



Figur 2.1: Samlet mængde indsamlet affald på Christianshavn og Husum i perioden december 2003 til og med december 2004. Figuren dækker over indsamlet glas, plast og metal samt øvrigt (pantflasker, plastikposer, keramik m.m.).

Det fremgår af figur 2.1, at der indsamles nogenlunde lige meget på Christianshavn og i Husum. På Christianshavn er der 12 kuber og i Husum er der 19. Det vil sige, der er indsamlet mere affald pr. kube på Christianshavn. De månedlige variationer for de to områder skyldes primært at antallet af tømninger ikke er ens pr. måned for alle måneder. I forsøgsperioden fra 1. januar til 31. december 2004 er der gennemsnit-

⁴ Eftervejning blev foretaget af fyldte poser med de udsorterede fraktioner. Poser med metal vejer mere end poser med plast.

ligt indsamlet 10,6 tons pr. måned på Christianshavn og 11,2 tons i Husum. Således er der i alt indsamlet gennemsnitligt 21,8 tons pr. måned i forsøgsperioden i hele forsøgsområdet.

Der kan ikke observeres nogen tendens for ændring i mængden af total indsamlet affald i kuberne. Dog kan der, ved indsættelse af en tendenslinie⁵, beregnes en gennemsnitlig stigende tendens på 126 kg pr. måned i perioden, hvilket dækker over en stigning på 154 kg pr måned på Christianshavn og et mindre fald på 28 kg pr. måned i Husum. Disse tendenser er imidlertid forbundet med så store usikkerheder⁶, at der ikke kan konkluderes, at der har været nogen ændring i den samlede mængde indsamlet affald.

Tabel 2.4 viser sammensætning af det indsamlede affald i de to områder i forsøgsperioden. Tabellen er inddelt så de fraktioner der er tilsigtede i kuberne er vist øverst. Nederst er de øvrige fraktioner vist. Disse dækker over restaffald, pantflasker og øvrig plast. Øvrig plast udgøres af plastlåg og -poser. Dette sendes til forbrænding. Pantflasker udgøres af pantbelagte vin-, læskedrik og ølflasker. Disse flasker indleveres til genbrug. Restaffaldet udgøres af alt øvrigt affald og sendes til deponering.

Kategori	Christianshavn	Husum	Total
Glasflasker til genbrug	31%	31%	31%
Glas til genanvendelse	68%	68%	68%
PET-emballage	0,35%	0,42%	0,39%
PE-HD-emballage	0,05%	0,01%	0,03%
Ståldåser	0,08%	0,20%	0,14%
Aluminiumdåser	0,06%	0,12%	0,09%
Øvrigt - Restaffald	0,26%	0,40%	0,33%
Øvrigt - Pantflasker	0,16%	0,19%	0,18%
Øvrigt - Øvrig plast	0,01%	0,01%	0,01%
Total	100%	100%	100%

Tabel 2.4: *Sammensætningen af det indsamlede affald i forsøgsperioden 1.januar til 31. december 2004 for de to områder.*

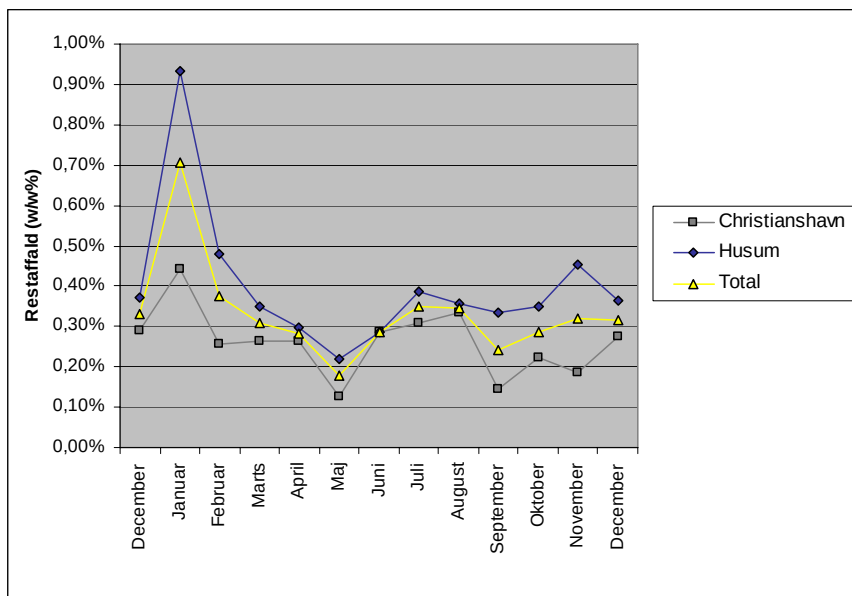
Andelen af flasker der går til genbrug i tabel 2.4 opgøres som hele vinflasker og pantflasker til genbrug i forhold til hele den indsamlede mængde glas.

Det fremgår af tabel 2.4, at der er relativ stor forskel på mængden af indsamlet plast og metal i de to områder, hvor der generelt indsamles mere plast og metal i Husum end på Christianshavn. Tabel 2.4 anvendes ikke til at estimere det opnåede niveau for indsamling af metal og plast i forsøgsperioden. Dette skyldes tabellen er et gennemsnit for hele forsøgsperioden, og at de første par måneder afspejler en indkøringsperiode, hvor folk skal vænne sig til det nye system. Det vil sige, det kan forventes, at der opnås en lidt bedre indsamlingseffektivitet, end vist i tabellen. I de følgende opgørelser vil der blive taget højde for denne indkøringsperiode.

Udviklingen i mængden af de tre øvrige fraktioner i tabel 2.4; restaffald, pantflasker og øvrig plast viser ikke nogen tendens i forsøgsperioden. Derfor kan mængderne heraf antages at være uændrede. Mængden af restaffald i forsøgsperioden er vist pr. måned i figur 2.2. Pantflasker og øvrig plast er ikke vist.

⁵ Graferne er lavet i Excel, hvor tendenslinier er indsat. Her kan ligning for linien samt den statistiske værdi R^2 aflæses. R^2 siger noget om punkternes gennemsnitlige afstand fra tendenslinien, hvor $R^2 = 1$ betyder, at punkterne ligger på linien, og $R^2 = 0$ betyder, at der ikke er nogen tendens. Tendenslinierne er ikke vist, fordi de er forbundet med store usikkerheder og derfor ikke bør tillægges væsentlig vægt i resultaterne.

⁶ En usikkerhed er vurderet som stor ud fra betragtning af figuren samt værdien R^2 . Ved $R^2 < 0,5$ sammenholdt med de relativt få målepunkter vurderes usikkerheden at være stor.

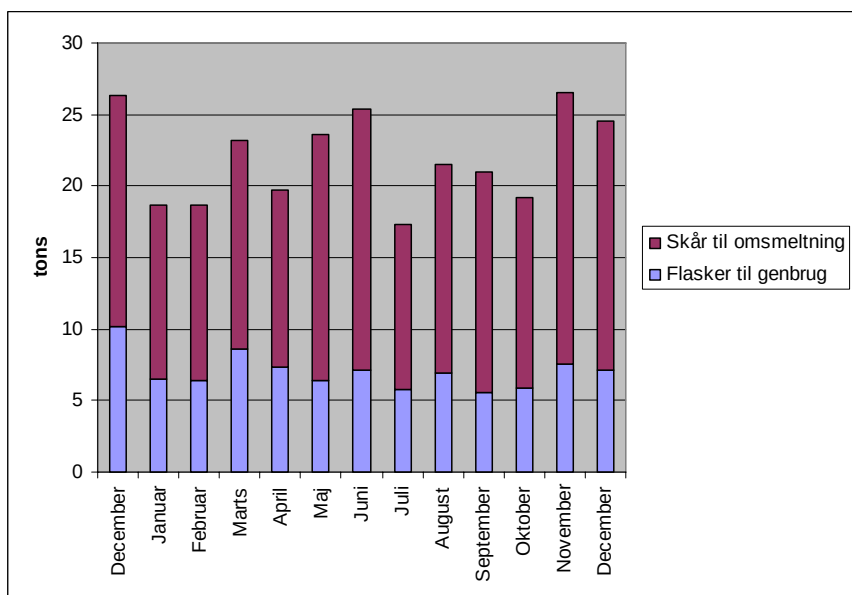


Figur 2.2: Vægtandel restaffald på Christianshavn og i Husum for perioden december 2003 til og med december 2004.

Det fremgår af figur 2.2, at der fra januar til maj er en faldende tendens af restaffald i kuberne. Dog stiger andelen lidt igen efter maj. Den store andel restaffald i januar kan dels skyldes signalforvirring. En anden forklaring er affald fra nytårsaften, hvilket underbygges af, at det er de første tømninger i januar, hvor der findes store andele restaffald. Hvis der ses bort fra januar, kan der ikke registreres nogen tendens i mængden af restaffald i de to områder.

Samlet mængde indsamlet glas

Figur 2.3 viser mængden af indsamlet glas fordelt på glasflasker til genbrug (hele vinflasker og en ubetydelig mængde pantflasker) og skår til omsmelting.

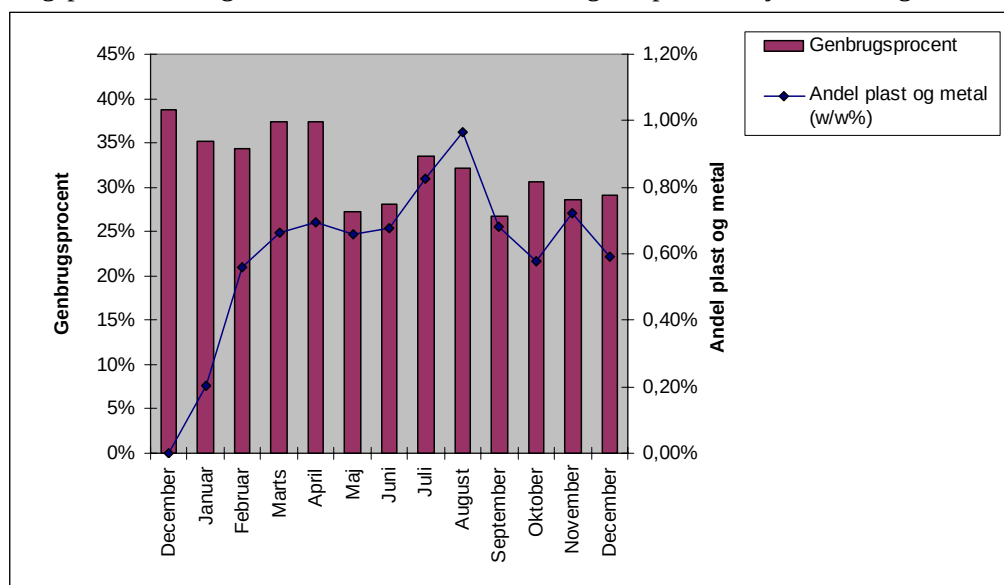


Figur 2.3: Samlet mængde indsamlet glas på Christianshavn og i Husum fordelt på flasker til genbrug og skår til omsmelting for perioden december 2003 til og med december 2004.

Det fremgår af figur 2.3, at glas indsamlet i kuberne varierer fra 17 tons i juli 2004 til 27 tons i november 2004. Gennemsnitligt er der indsamlet 21,6 tons pr. måned i de to områder i perioden januar til december 2004. Der kan ikke observeres nogen tendens i mængden af total indsamlet glas i kuberne. Dog kan der, ved indsættelse af en tendenslinie, beregnes en gennemsnitlig stigende tendens på 118 kg pr. måned i perioden. Denne stigning dækker over en stigning på Christianshavn og et mindre fald i Husum. Tendenserne er imidlertid forbundet med så store usikkerheder, at der ikke kan konkluderes, at der har været nogen ændring i den samlede mængde indsamlet glas. Desuden fremgår det af en brugerundersøgelse at ingen af de adspurgte afleverede hverken mere eller mindre glas. Brugerundersøgelsen blev udført i september 2004, hvor 200 af forsøgsordningens brugere blev interviewet telefonisk.

Genbrugsprocent

I figur 2.4 er genbrugsprocenten vist. For at illustrere de bløde emballagers (plast og metal) effekt på genbrugsprocenten af glasflasker, er andelen heraf angivet på den højre akse i figur 2.4.

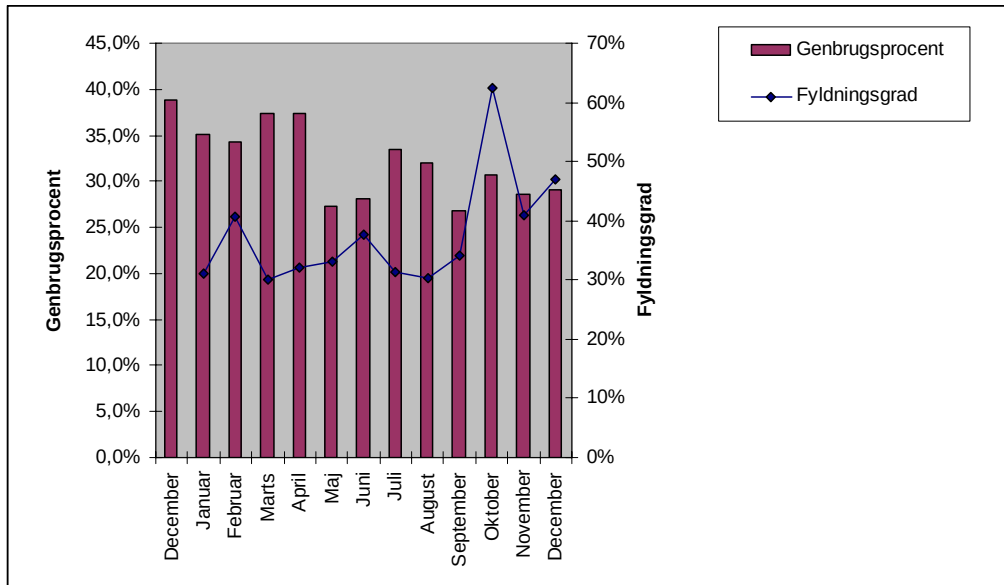


Figur 2.4: Genbrugsprocent i forsøgsområdet for perioden december 2003 til og med december 2004. Desuden er andelen af plast og metal angivet som vægtprocent.

I figur 2.4 varierer andelen af det indsamlede glas, der genbruges, fra 26,7% i september 2004 til 38,8% i december 2003. Gennemsnitligt ligger genbrugsprocenten på 31,4% i perioden januar til december 2004. Dette er en meget høj genbrugsprocent, når der sammenlignes med genbrugsprocenten for hele København i 2004, hvor den var 28,5% (R98, 2005). Til sammenligning med systemet i Københavns Kommune er der ifølge Nejrup et al. (2002) opnået genbrugsprocenter på 44-53% ved henteordninger i Fredericia, Greve og Gentofte kommuner. I Kalundborg er der opnået en genbrugsprocent på 45% med kuber, der transporteres til sorteringsstedet, hvor de tømmes. For Danmark som helhed er genbrugsprocenten for kommunal indsamling af glas 34%. Årsagen til at de angivne genbrugsprocenter afviger fra genbrugsprocenten i København er primært, at der ikke anvendes samme indsamlingssystemer.

Det er imidlertid bemærkelsesværdigt, at den højeste genbrugsprocent samlet for de to områder er observeret i december før forsøgsperioden, da et af formålene med forsøget netop var at øge genbrugsprocenten. Ses der på andelen af bløde emballager i kubene fremgår det, at der fra maj til december kan ses en vis sammenhæng. Andelen af bløde emballager kan dog hverken forklare den høje genbrugsprocent frem til og med april eller alle udsvingene. En anden faktor kan være fyldningsgraden, som afhænger af tømningssfrekvensen. Tømningssfrekvensen har i forsøgsperioden været højere end normalt – én gang ugentligt mod normalt én gang hver 14. dag. Herved er fyldningsgraden lavere og de indkastede flasker falder længere ned i kubene, og der er større risiko for at de går itu. Dog har tømningssfrekvensen fra oktober været på

samme niveau som normalt (i november og december er kuberne tømt efter behov). I figur 2.5 nedenfor er genbrugsprocenten og fyldningsgraden vist.



Figur 2.5: Genbrugsprocent i forsøgsområdet for perioden december 2003 til og med december 2004. Desuden er fyldningsgraden angivet.

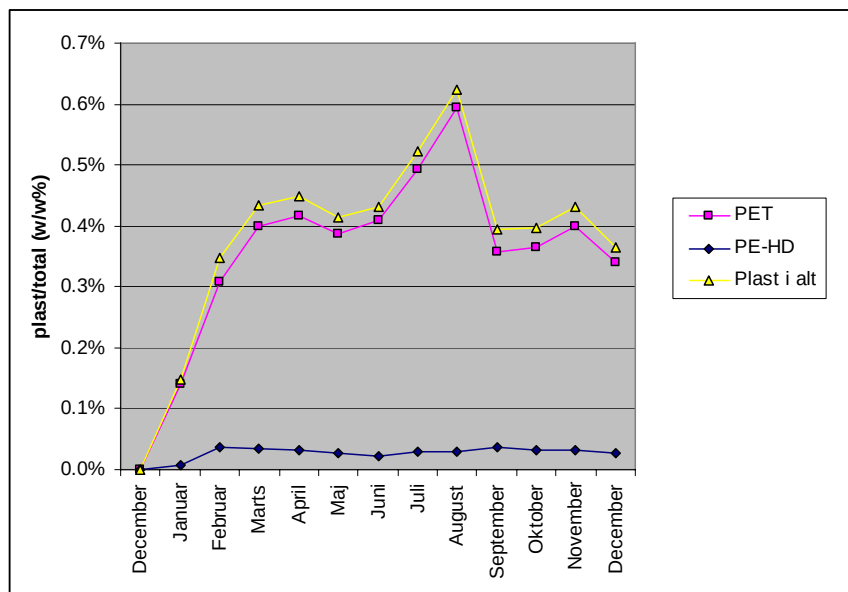
Det ses i figur 2.5, at fyldningsgraden heller ikke kan forklare den høje genbrugsprocent frem til maj. Af-læses figur 2.5 sammen med figur 2.4 fås en nogenlunde god forklaring på variationerne i genbrugsprocenten efter april. Således kan en stor mængde bløde emballage i kuberne i juli og august forklare stigningen i genbrugsprocenten i disse måneder. I månederne oktober og december, hvor genbrugsprocenten også er høj, men andelen af bløde emballager lav, kan en højere fyldningsgrad forklare stigningen. Det er vigtigt at pointere, at ovenstående kun inddrager to (blandt mange) faktorer, der påvirker genbrugsprocenten, og at vurderingerne er baseret på et lille statistisk grundlag. For eksempel kan ingen af de to undersøgte faktorer forklare den høje genbrugsprocent frem til maj. Alligevel tegner der sig et billede af sammenhængen mellem genbrugsprocent, andelen af bløde emballager og fyldningsgraden. Ved en statistisk beregning⁷ kan det meget groft estimeres, at hver gang andelen af bløde emballager (vægt procent plast og metal) øges med 1%, så øges genbrugsprocenten med 20%. Dette estimat er dog kun baseret på målinger af genbrugsprocenten for vægtandele af plast og metal i intervallet 0,58% til 0,97%, og beregningen er kun baseret på data for maj til december. Se bilag 4 for detaljer.

Med det foreliggende datamateriale vil det imidlertid være for usikkert at konkludere en entydig sammenhæng mellem andel bløde emballager og genbrugsprocent. Derfor regnes der som udgangspunkt med, at forsøget ikke ændrer på genbrugsprocenten. Der vil som et supplement til vurdering af miljøeffekter for forsøgsordningen indføres en følsomhedsanalyse, hvor der regnes med en sammenhæng mellem andel bløde emballager og genbrugsprocent.

⁷ Multipel lineær regression.

Plast

I figur 2.6 er mængden af indsamlet plast vist.



Figur 2.6: Mængde indsamlet plast på Christianshavn og i Husum for perioden december 2003 til og med december 2004. Den indsamlede mængde er opgjort som andel plast i forhold til total indsamlet i kuberne. Graferne for Christianshavn og Husum separat er vist i bilag 1.

Det ses i figur 2.6 at mængden af plast i kuberne er stigende fra januar til februar-marts, hvorefter niveauet nogenlunde varierer omkring en middelværdi. Dog ses en markant stigning for PET i juli og august, hvor der er højsæson for udendørsaktiviteter. Variationerne i PE-HD er ikke ligesom PET relateret til årstiderne. Dette kunne skyldes, at PE-HD emballage (juice) ikke i samme omfang anvendes til drikkevarer, som nydes i det fri som PET-emballage (vand, iste, sodavand). Mængden af plast i december 2003 er 0%, da forsøget her ikke er startet. Der ses en mindre stigning i november. Dette kan hænge sammen med, at der blev uddelt en informationsbrochure i første uge i denne måned.

Sammenlignes Christianshavn og Husum (se bilag 1), fremgår det, at niveauet er lavere for Christianshavn. Desuden er der en markant stigning fra omkring 0,40% til 0,60% PET i august, hvorefter niveauet igen falder til omkring 0,40%. Samme markante stigning ses ikke i Husum. Årsagen hertil er formentlig, at det gode vejr i august har tiltrukket folk til havnemiljøet på Christianshavn. Det højere niveau for indsamling af plast i Husum kan skyldes flere forhold. For det første har en stor del af ejendommene på Christianshavn en viceværtordning⁸ for indsamling af glas. Herved vil færre indbyggere på Christianshavn opdage forsøgsordningen, da den vigtigste information om ordningen udgøres af den påklæbede skiltning på kuben⁹. For det andet er der en større andel af indbyggerne på Christianshavn, der bor i lejlighed. Da der generelt er mindre plads til opbevaring af glas, plast og metal til genanvendelse i lejligheder kan det medføre at en større andel ender i skraldespanden.

Ved fastlæggelse af det opnåede niveau for indsamlet plast ses der bort fra januar og februar, idet målingerne her tydeligvis afspejler en opstartsfasen, hvor brugerne gradvis begynder at bruge ordningen. Desuden tages der for PET højde for sæsonvariationen i juli og august. Det vil sige, at niveauet for hele året undtagen juli og august fastsættes som gennemsnittet for marts til december, undtagen juli og august. Niveauet

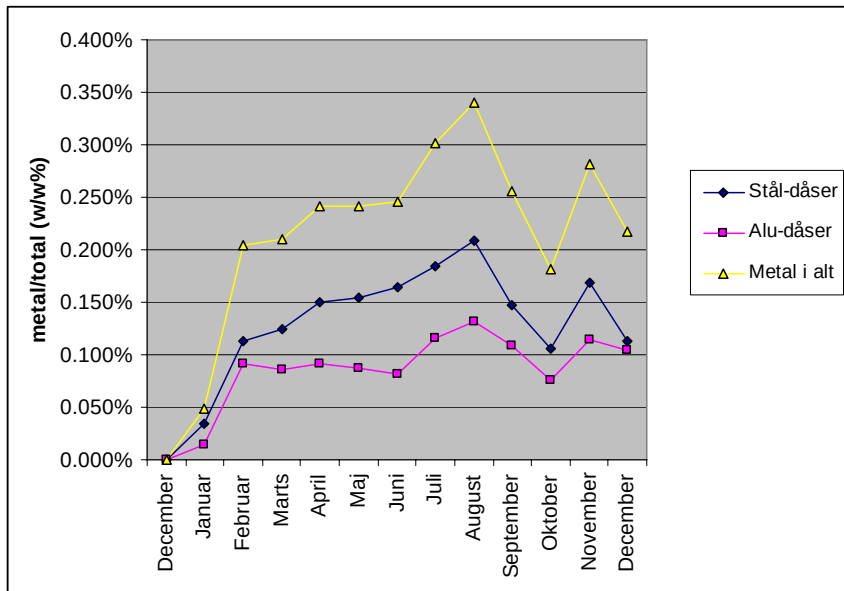
⁸ Viceværtordningen er en parallelordning for flasker i gårdene i etageejendomme.

⁹ Ifølge brugerundersøgelsen fik omkring 70% af de adspurgte kendskab til forsøgsordningen via den påklæbede skiltning på kuben.

for juli og august fastsættes særskilt. I perioden marts til december (undtaget juli og august) er den gennemsnitlige mængde indsamlet plast på 0,38% PET. I juli og august er gennemsnittet 0,55%. Dette giver et beregnet niveau for hele 2004 på 0,41%. PE-HD fastsættes som gennemsnittet for marts til december, som er 0,030%.

Metal

Figur 2.7 viser mængden af indsamlet metal i kuberne.



Figur 2.7: Mængde indsamlet metal på Christianshavn og i Husum for perioden december 2003 til og med december 2004. Den indsamlede mængde er opgjort som andel metal i forhold til total indsamlet mængde i kuberne. Graferne for Christianshavn og Husum separat er vist i bilag 1.

Som for plast ses det at der er en opstartsfasen, før niveauet stabiliseres. Dog er niveauet for metal allerede stabiliseret efter januar, mens det for plast først var efter februar. Det fremgår desuden at niveauet generelt er højere i juli og august, hvilket tillægges en sæsonvariation. Ligesom for plast ses en stigning i november, som kan skyldes, at der blev omdelt en informationsbrochure i denne måned.

Sammenlignes Christianshavn og Husum (se bilag 1), fremgår det som ved plast, at niveauet er lavere for Christianshavn, og at der på Christianshavn er en markant stigning fra omkring 0,10% til 0,20% total indsamlet metal i august, hvorefter niveauet igen falder til omkring 0,10%. Årsagen hertil er formentlig igen, at det gode vejr i august har tiltrukket folk til havnemiljøet på Christianshavn. Årsagen til at der generelt har været et højere niveau af indsamlet metal i Husum er den samme som ved plast. En anden forskel mellem de to områder er, at der indsamles relativt mere stål i Husum end på Christianshavn. Dette kan skyldes tilgængeligheden til at købe henholdsvis stål- og aluminiumdåser i lokalområderne.

Som for plast vælges det at opfatte januar og februar som en opstartsfasen, og derfor ses der bort fra disse målinger ved fastsættelse af det opnåede niveau for indsamlet metal i forsøgsperioden. For både aluminium- og ståldåser er der ikke nogen nævneværdig stigning fra februar til marts. Alligevel ses der bort fra målingerne i februar for at måleperioden er konsistent med måleperioden for plast. Da der for både stål og aluminium ses en sæsonvariation i juli og august fastsættes niveauet ligesom for PET. I perioden marts til december (undtaget juli og august) er den gennemsnitlige mængde indsamlet metal 0,14% stål og 0,09% aluminium. I juli og august er gennemsnittet 0,20% stål og 0,12% aluminium. Dette giver et beregnet niveau for hele 2004 på 0,15% stål og 0,10% aluminium.

2.4 Hvad er referencesituationen? Nulpunkt

I dette afsnit opgøres mængden og typen af indsamlet affald med kuberne i referencesituationen, det vil sige uden forsøgsordningen. Mængderne for referencesituationen og forsøgsordningen opgøres begge i tons for år 2004.

I forsøgsperioden er der ikke observeret forhold som medfører ændringer i den totale mængde indsamlede glas og restaffald i kuberne. Desuden er der ikke med sikkerhed observeret ændringer i genbrugsprocenten af glasflasker. Derfor fastsættes den indsamlede mængde glas til gennemsnittet for januar til december 2004, det vil sige 259,1 tons glas for hele 2004 (heraf er 0,460 tons pantflasker). Ligeledes regnes der med den gennemsnitlige genbrugsprocent for perioden, som er 31,4% (opgjort som andel af det indsamlede glas, der genbruges som hele flasker). Da der uden forsøgsordningen ikke indsamles plast og metal i kuberne er mængden heraf sat til nul i referencesituationen. Mængden af restaffald som er endt i kuberne sættes til gennemsnittet for forsøgsperioden. Dette udgør 0,878 tons i 2004, hvoraf 0,023 tons udgøres af øvrig plast.

2.5 Hvad opnås med forsøgsordningen?

I dette afsnit opgøres mængden og typen af indsamlet affald med kuberne i forsøgsordningen. Mængderne opgøres i tons for år 2004.

Som nævnt i forrige afsnit medfører forsøgsordningen hverken ændringer i den totale mængde indsamlede glas eller restaffald. Som udgangspunkt medfører forsøgsordningen ikke ændringer i genbrugsprocenten. Effekten af en eventuel højere genbrugsprocent vil blive belyst i en følsomhedsanalyse. Det antages i følsomhedsanalysen, at genanvendelsesprocenten på 31,4% forøges med 10% til 34,5%. Dette vurderes som et realistisk bud ud fra at genbrugsprocenten i hele København er 28,5%, det vil sige 9% lavere end i 2004 i forsøgsområdet. Desuden er den statiske sammenhæng mellem genbrugsprocent og andel plast- og metalemballage i bilag 4 groft estimeret til, at når andelen af blødt emballage øges med 1%, så øges genbrugsprocenten med 20% (dette estimat er dog kun undersøgt for vægtandele af plast og metal i intervallet 0,58% til 0,97%). Da andelen af blødt emballage i forsøget ligger i intervallet 0,58% til 0,97% vurderes de 10% ikke at være urealistisk.

Den totale mængde indsamlede glas, mængden af rest affald og genbrugsprocenten antages at være af samme størrelsesorden med forsøgsordningen som i referencesituationen. Det vil sige, der med forsøgsordningen indsamles 259,1 tons glas (heraf 0,460 tons pantflasker) og 0,878 tons restaffald i 2004. Genbrugsprocenten af flasker er 31,4%.

Niveauet af indsamlet PET, PE-HD, stål og aluminium fastsættes som gennemsnittet af perioden fra 1. marts til 31. december 2004, justeret for sæsonvariation i juli og august. Årsagen til at januar og februar udelades er, at der i de første to måneders kan observeres en markant stigning, hvorefter niveauet bliver mere konstant. Det vil sige, målingerne afspejler en opstartsfasen i de to første måneder, hvor brugerne gradvis begynder at bruge ordningen.

I afsnit 2.3 er mængden af de fire fraktioner angivet som vægtprocent af den totale mængde affald, som et gennemsnit for perioden 1. marts til 31. december 2004, justeret for sæsonvariationer. I tabel 2.5 nedenfor er vægtprocenter og totale mængder angivet. De totale mængder er beregnet ud fra vægtprocenterne og en total mængde affald indsamlet med kuberne i 2004 i forsøgsområdet på 261,7 tons.

Affaldsfraktion	Vægtprocent	Total mængde
Plastemballage (PET)	0,41%	1,073 tons
Plastemballage (PE-HD)	0,030%	0,079 tons
Ståldåser	0,15%	0,393 tons
Aluminiumsdåser	0,10%	0,262 tons

Tabel 2.5: Opnået niveau for indsamling af plast og metal med forsøgsordningen. De totale mængder plast og metal er baseret på en total mængde affald på 261,7 tons indsamlet med kuberne i forsøgsområdet 2004.

2.6 Sammenligning af referencesituation og forsøgsordning

I tabel 2.6 er mængderne og bortskaffelsen for referencesituationen og forsøgsordningen illustreret. Alle værdier er opgjort i tons for et helt år.

Affaldsfraktion	Eksisterende ordning (nulpunkt)		Forsøgsordningen	
	Mængde	Bortskaffelse	Mængde	Bortskaffelse
Hele glasflasker	80,9 tons	Genbrug	80,9 tons	Genbrug
Glasskår	177,7 tons	Genanvendelse	177,7 tons	Genanvendelse
Plastemballage (PET)	1,073 tons	Forbrænding via restaffald	1,073 tons	Genanvendelse
Plastemballage (PE-HD)	0,079 tons	Forbrænding via restaffald	0,079 tons	Genanvendelse
Ståldåser	0,393 tons	Forbrænding via restaffald	0,393 tons	Genanvendelse
Aluminiumsdåser	0,262 tons	Forbrænding via restaffald	0,262 tons	Genanvendelse
Øvrigt - Restaffald	0,856 tons	Deponering	0,856 tons	Deponering
Øvrigt - Øvrigt plast	0,023 tons	Forbrænding	0,023 tons	Forbrænding
Øvrigt - Pantflasker	0,460 tons	Genbrug	0,460 tons	Genbrug
Total	261,7 tons		261,7 tons	

Tabel 2.6: Niveau for indsamlede mængder i henholdsvis den eksisterende ordning (referencesituation) og forsøgsordningen for 2004. Tabellen angiver desuden, hvad bortskaffelsen af de indsamlede mængder i forsøgsordningen vil være i henholdsvis referencesituationen og forsøgsordningen. Afvigelser i sum skyldes afrunding.

I følsomhedsanalysen, hvor genbrugsprocenten øges med 10%, ændres værdierne for hele glasflasker fra 80,9 tons til 88,9 tons og glasskår fra 177,7 tons til 169,7 tons.

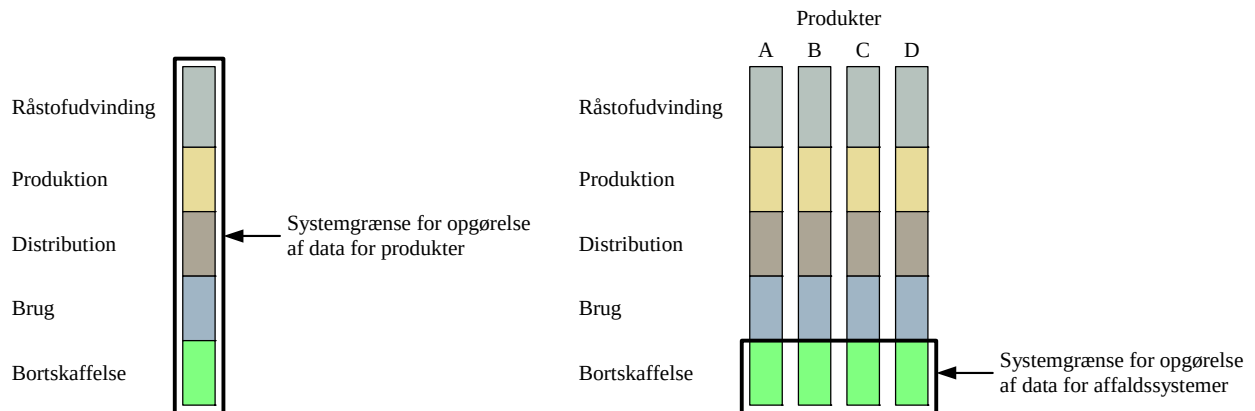
I livscyklusvurderingen vil der tages udgangspunkt i en opskalering af værdierne i tabel 2.6.

3 Introduktion til livscyklusvurdering

Ifølge ISO14040 er en livscyklusvurdering (LCA) en sammenstilling og evaluering af udvekslinger og potentielle miljøpåvirkninger fra et produktsystem i dets livscyklus. Med andre ord er LCA et værktøj, som kan bruges til at miljøvurdere produkter eller services gennem hele deres livscyklus fra ”vugge til grav”. Dette omfatter en opgørelse af alle udvekslinger mellem produktsystemet og naturen, det vil sige emissioner og ressourceforbrug, der relaterer sig til det givne produkt. Alle disse udvekslingers potentielle bidrag opgøres for et antal valgte miljøpåvirkningskategorier, fx drivhuseffekt, forsuring, smog mv. At der er tale om potentielle, og ikke reelle, miljøpåvirkninger skyldes blandt andet, at der ikke medtages stedspecifikke forhold som eksponering og recipienters sårbarhed. Dette indebærer eksempelvis at bidraget til forsuring opgøres i SO₂-ækvivalenter og ikke som effekterne af øget forsuring (fx døde søer, skovdød m.m.).

3.1 Livscyklusvurdering af affaldssystemer

En LCA af et affaldssystem afviger fra en traditionel LCA af et produkt, dels fordi fokus er forskellig, og dels fordi det, der opfattes som ”vugge og grav”, ikke er det samme. Fokus for en produktorienteret LCA er typisk miljøpåvirkning fra tilvejebringelse af produktets ydelse, fx kaffe fra en kaffemaskine. Den såkaldte funktionelle enhed¹⁰ vil være defineret ud fra denne ydelse, fx en persons årsforbrug af kaffe. I en LCA af et produkt er de typiske trin i produktets livscyklus (”vugge til grav”); råstofudvinding, produktion, brug og bortskaffelse. I en livscyklusvurdering af affald er det ikke et produkt, men service der fokuseres på. Den funktionelle enhed for et affaldssystem vil være defineret ud fra bortskaffelse af affald i en given region. Trinene i en LCA af affald tager ikke udgangspunkt i de produkter, der skal bortskaffes, men derimod affaldssystemet, der skal bortskaffe de udtjente produkter. De typiske trin i et affaldssystems livscyklus er derfor; affaldsindsamling, sortering og dernæst genanvendelse, forbrænding og deponering. I figur 3.1 er forskellen på de to typer LCA illustreret.



Figur 3.1: Forskel på grænserne for opgørelse af data for en produktorienteret LCA og en LCA af affaldssystemer. (Coleman et al, 2003 s. 178)

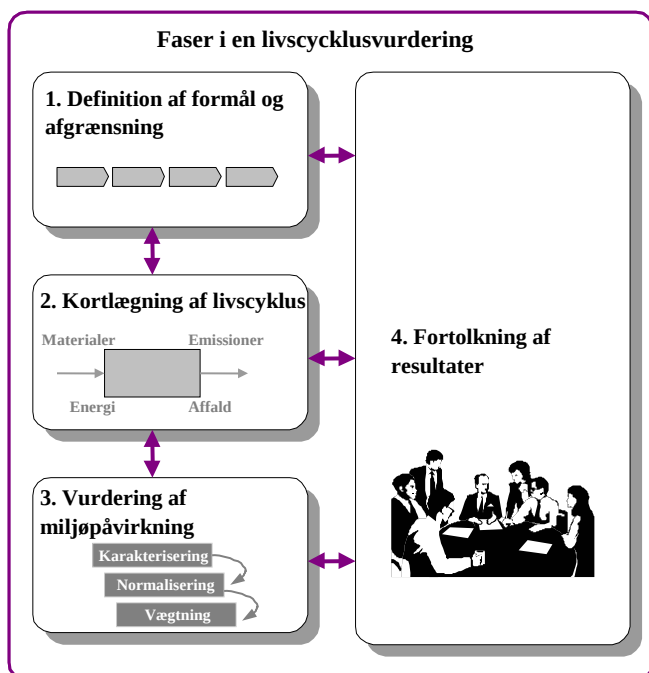
Det fremgår af figur 3.1, at systemgrænsen for opgørelse af data for affaldssystemer kun omfatter bortskaffelsen og dermed ikke råstofudvinding, produktion mv. Det betyder ikke, at der ikke medregnes fordele og ulemper ved genanvendelse, så som sparet råstofudvinding, øget transport til indsamling og sparet energi og materialeforbrug i produktionstrinnet. Grunden til at råstofudvinding ikke er medtaget i figuren er, at øget genanvendelse af affald ikke nødvendigvis påvirker det materiale, produkterne laves af. Derimod er det scrapmarkedet, der påvirkes, som igen påvirker primærproduktionen af materialer.

¹⁰ For en nærmere beskrivelse af den funktionelle enhed, se afsnit 4.3.

3.2 Generelt om opbygningen af en livscyklusvurdering

Livscyklusvurderinger kan bruges til mange forskellige formål, både på virksomheds- og samfundsniveau. De mest brugte anvendelser omfatter dokumentation af produkters eller services miljøprofil, afdækning af hvor i livscyklusen de mest miljøbelastende aktiviteter finder sted, samt til at belyse miljøprofilen for forskellige alternativer til udførelse af den samme ydelse (også kaldt en sammenlignende LCA). Nærværende LCA af forsøgsprojektet med alternativ indsamling af drikkevareemballager i eksisterende glaskuber hører til sidstnævnte anvendelse. Formålet er med andre ord, at belyse hvor meget ”miljø” man får ved at ændre på affaldsordningen for ikke-pant-belagte drikkevareemballager, hvor situationen med den eksisterende ordning sammenlignes med forsøgsordningen.

En livscyklusvurdering består af fire faser, se figur 3.2. De følgende afsnit refererer til de fire faser vist i figuren.



Figur 3.2: Faser i en livscyklusvurdering (baseret på ISO14040, 1997)

Dobbeltpilene i figur 3.2 illustrerer at der er tale om en iterativ proces. Fx kan overraskende resultater fundet i tredje fase føre til, at der justeres på systemafgrænsningen i første fase, at der foretages yderligere dataindsamling i anden fase, og at der inddrages følsomhedsanalyser af kritiske antagelser i tredje fase.

1. Fase: Definition af formål og afgrænsning

I den første fase lægges rammerne for livscyklusvurderingen, hvilket bl.a. omfatter beskrivelse af formålet, definition af den funktionelle enhed, beskrivelse af produktsystemet og systemafgrænsning, valg af miljøpåvirkningskategorier og metode til vurdering af miljøpåvirkninger samt beskrivelse af metode for kritisk gennemgang.

2. Fase: Kortlægning af livscyklus

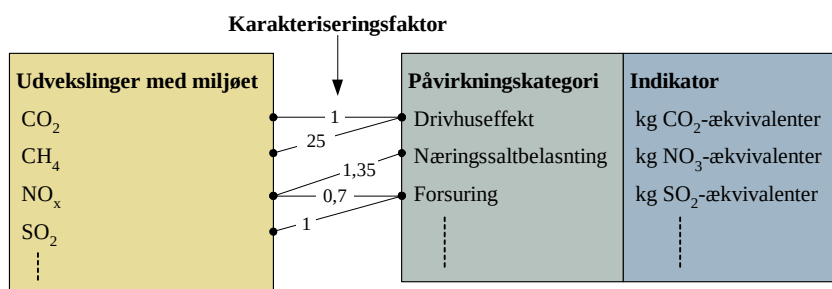
Den anden fase inkluderer dataindsamling, finjustering af systemgrænser, beregningsprocedurer og procedurer for samproduktallokering, og de opgjorte udvekslinger med miljøet (emissioner, ressourceforbrug m.m.) relateres til den funktionelle enhed. Outputtet fra denne fase kaldes LCI-resultatet¹¹ og består af en

¹¹ LCI: Life Cycle Inventory

lang række udvekslinger med miljøet. Ofte omfatter listen hundreder til tusinder af emissioner, ressourceforbrug og affaldsstrømme. Samproduktallokering er relevant, når der anvendes et produkt fra en proces, der har flere produktoutputs. Der er forskellige metoder til hvordan dette kan håndteres. Traditionelt er der anvendt en såkaldt allokeringsfaktor, som fordeler de samlede udvekslinger med miljøet fra en proces på de forskellige produktoutputs. Både ISO 14041 (Jerlang et al. 2001) og det danske metode- og konsensusprojekt (se Hansen, 2004) peger på, at allokering bør undgås og erstattes af systemudvidelse.

3. Fase: Vurdering af miljøpåvirkning

I tredje fase, som også benævnes LCIA¹², omsættes LCI-resultatet til et resultat, der kan fortolkes og vurderes på. Dette indebærer, at de mange opgjorte udvekslinger med miljøet konverteres til et begrænset antal miljøpåvirkningskategorier, fx drivhuseffekt og forsuring. Normalt udføres vurderingen af miljøpåvirkninger i tre trin; karakterisering, normalisering og vægtning. I karakteriseringen omregnes alle emissioner, der bidrager til en given miljøpåvirkningskategori, til et indikatorresultat, fx kg CO₂-ækvivalenter for drivhuseffekt og kg SO₂-ækvivalenter for forsuring. Princippet i karakterisering er vist i figur 3.3.



Figur 3.3: Princippet i karakterisering (Thrane og Schmidt, 2004, s. 72)

Et indikatorresultat kan både angives som et såkaldt ”mid-point”-indikatorresultat og som et ”end-point”-indikatorresultat. Mid-point og end-point henviser i den forbindelse til hvor i årsags-virkningskæden man vælger at måle en given miljøeffekt. Den danske UMIP-metode som er beskrevet i Wenzel et al. (1997) og Hauschild og Wenzel (1998) er et eksempel på en metode, der anvender mid-point indikatorer. Det betyder, at det karakteriserede resultat opgøres som en karakteristisk årsag til et eller flere givne miljøproblemer. Fx angives drivhuseffekt i kg CO₂-ækvivalenter. Dette kan i sidste ende være årsag til bl.a. øget dødelighed blandt mennesker og forringede økosystemer. En end-point indikator ville kunne angive resultatet opgjort i øget dødelighed blandt mennesker og forringede økosystemer.

Efter karakteriseringen normaliseres indikatorresultaterne ved, at de sættes i forhold til en given referenceinformation. Denne referenceinformation kan variere fra metode til metode, men ofte anvendes bidrag til hver miljøpåvirkningskategori pr. indbygger pr. år. Herved kan det karakteriserede resultat givet i fx kg CO₂-ækvivalenter og kg SO₂-ækvivalenter omregnes til personækvivalenter for henholdsvis drivhuseffekt og forsuring.

Ved vægtningen ganges de normaliserede indikatorresultater med en vægtningsfaktor, der afspejler den givne påvirkningskategoris væsentlighed. Herved kan det vurderes om 1 milli personækvivalent (mPE) drivhuseffekt er mere alvorlig end 1 mPE forsuring. Vægtningsfaktorer kan være fastsat på forskellige måder, fx ved ekspertpanelvurderinger, ved distance-to-target ud fra miljøpolitiske målsætninger, ved willingness-to-pay som i cost/benefit-analyser eller ved bæredygtighedskriterier som eksempelvis økologisk råderum.

¹² LCIA: Life Cycle Impact Assessment

4. Fase: Fortolkning af resultater

Fjerde fase omfatter fortolkning af resultaterne i overensstemmelse med formålet med undersøgelsen, en evaluering af resultatets robusthed samt anbefalinger og konklusioner. Evalueringen udføres for at skabe tillid til resultater af livscyklusvurderingen eller livscykluskortlægningen, og den omfatter fuldstændigheds- følsomheds- og konsistenskontrol. I fuldstændighedskontrollen undersøges det om alle relevante informationer der er nødvendige for fortolkningen er anvendt. Følsomhedskontrollen omfatter en undersøgelse af pålideligheden af de endelige konklusioner. Dette gøres ved at fastlægge om de er usikkerheder i data, antagelser, beregning af kategoriindikatorer m.m. I konsistenskontrollen undersøges det, om der er foretaget konsistent dataindsamling og anvendt konsistente metoder. (Jerlang et al., 2001)

4 Definition af formål og afgrænsning

I denne fase designs undersøgelsen og nogle af de mest centrale valg foretages. Dette omfatter bl.a. formålet med undersøgelsen og afgrænsning af det undersøgte produktsystem.

4.1 Udarbejdelse af livscyklusvurdering og kritisk gennemgang

Nærværende livscyklusvurdering er udarbejdet af Jannick Schmidt, Aalborg Universitet for R98 i perioden januar 2005 til maj 2005. Livscyklusvurderingen er udarbejdet i overensstemmelse med ISO-standarderne for livscyklusvurdering, ISO14040-43 (Jerlang et al., 2001). Dog afviger undersøgelsen fra standarderne i forhold til kritisk gennemgang, som ifølge ISO14043, punkt 9 skal foretages af et eksternt panel, når der er tale om en undersøgelse, der bruges til at understøtte en sammenlignende påstand og som fremlægges offentligheden. Den kritiske gennemgang i nærværende undersøgelse udføres ikke af et panel, men i stedet af en ekstern ekspert jævnfør ISO14040, punkt 7.3.2. Årsagen hertil er, at dette vurderes at være over mål i forhold til forsøgets relative lille omfang. Den kritiske gennemgang udføres af Kim Christiansen og Marianne Wesnæs, 2,-0 LCA consultants. Den kritiske gennemgang er dels udført ved en uformel konsultation midtvejs i forløbet omkring systemafgrænsning og dataindsamling, og dels en gennemgang af et endeligt udkast til LCA-rapporten. Kommentarerne fra den kritiske gennemgang er vedlagt i bilag 8. I bilag 9 er der redegjort for, hvorledes der er taget højde for kommentarerne i forbindelse med den kritiske gennemgang.

4.2 Formål med livscyklusvurderingen og analyserede scenarier

Formålet med denne livscyklusvurdering er, at vurdere de miljømæssige effekter af en implementering af forsøgsordningen beskrevet i kapitel 1 i hele Københavns Kommune. Livscyklusvurderingen indgår som en del af en samlet evaluering af forsøget. Evalueringen omfatter ud over en livscyklusvurdering en økonomisk vurdering, driftsrapportering samt en vurdering af miljøforhold som ikke er inkluderet i livscyklusvurderingen, det vil sige støj, visuelle forhold og arbejdsmiljø.

Sammen med evalueringens øvrige dele (driftsrapportering, økonomisk vurdering og vurdering af støj, visuelle forhold samt arbejdsmiljø) muliggør livscyklusvurderingen, at man kan få et indtryk af, hvor meget miljø man får for pengene ved implementering af forsøgsordningen.

Målgruppen for livscyklusvurderingen er primært R98 og Københavns Kommune, Miljøkontrollen. På baggrund af evalueringen skal Københavns Kommune tage stilling til om forsøget skal implementeres i hele kommunen. Livscyklusvurderingen udgives af R98, og vil være offentlig tilgængelig for interesseparter og borgere.

De nye udvalgte ikke-pantbelagte emballagetyper, der er omfattet af ordningen er:

- PET flasker
- PE-HD flasker
- Stål dåser
- Aluminium dåser

(se også figur 1.1 til 1.3 i kapitel 1)

Livscyklusvurderingen udføres som en sammenlignende LCA således, at det eksisterende system kan sammenholdes med forsøgsordningen. I livscyklusvurderingen opstilles et system som er fleksibelt for udførelse af scenarier. Herved kan miljøeffekten af forskellige designs af ordningen vurderes, ligesom miljøeffekten af ændringer i indsamlingseffektiviteten kan vurderes. De forskellige scenarier, der vurderes er vist i tabel 4.1.

4 Definition af formål og afgrænsning

Scenarium	Beskrivelse
Referencesituationen	Flasker og glas afleveres i de eksisterende kuber til glas samt parallelordninger for flasker. Det glas, der ikke afleveres i kuber samt øvrige ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal, bortskaffes via restaffaldet til forbrænding. Det indsamlede glas sendes til sortering hos Kroghs Flaskegenbrug ved Skævinge. Udsorterede hele genpåfyldelige flasker sendes til genbrug og skår sendes til genanvendelse (omsmeltning).
Forsøgsordningen	Indsamling af ikke-pantbelagt drikkevareemballager af plast og metal sker sammen med glas og flasker i de eksisterende glaskuber. De indsamlede fraktioner fra kuberne sendes til sortering på Kroghs Flaskegenbrug som i referencesituationen. De udsorterede fraktioner sendes til genanvendelse. De mængder plast og metal, der indsamles med forsøgsordningen er bestemt ud fra forsøgsresultaterne beskrevet i kapitel 2.
Scenarium 1: Henteordning	Plast og metal indsamles via en henteordning. Der opstilles beholdere i forbindelse med etageejendomme sammen med de eksisterende beholdere til papir. Plast- og metalemballager fra villaer indsamles med elskrotordningen. Det regnes som følge af et højere serviceniveau med, at der kan indsamles tre gange mængderne i forsøgsordningen. Det indsamlede plast og metal antages at blive sorteret, ballet og opbevaret hos HC Svendsen i Glostrup før det sendes til genanvendelse.
Scenarium 2: Bringeordning	Borgene henvises til at aflevere plast- og metalemballager på genbrugsstationen, hvor der opstilles materiel hertil. Det antages, at der med denne ordning kan indsamles væsentlig mindre mængder end med forsøgsordningen, henholdsvis 20% fra etageejendomme og 50% fra villaer af hvad der indsamles med forsøgsordningen. Før det indsamlede plast og metal sendes til genanvendelse, læsses plasten af hos HC Svendsen i Glostrup, og metalfraktionen afsættes med det øvrige metal til en aftager i Fiskerihavnsgade (Uniscrap)
Scenarium 3: Bringeordning	Plast og metal indsamles via særskilte kuber til plast og metal, som opstilles ved de eksisterende standpladser for glaskuber. Bl.a. pga. pladsmangel vil det kun være muligt at opstille de nye kuber på omkring 75% af de eksisterende standpladser. Derfor regnes der med, at der kan indsamles 75% af mængderne i forsøgsordningen. Det indsamlede plast og metal antages at blive sorteret, ballet og opbevaret hos HC Svendsen i Glostrup før det sendes til genanvendelse.

Tabel 4.1: Vurderede scenarier i livscyklusvurderingen. Alle scenarier er opstillet som fuldskalaimplementerede for hele Københavns Kommune

Ud over de viste scenarier vurderes en række supplerende scenarier. Formålet med disse er, at få belyst hvad konsekvenserne for ændringer i forudsætninger for forsøgsordningen vil være. De supplerende scenarier er medtaget som følsomhedsanalyser i kapitel 8.

4.3 Funktionel enhed

Den funktionelle enhed er en kvantificering af den ydelse, der miljøvurderes. I dette tilfælde er ydelsen en affaldsordning, hvor borgerne kan få bortskaffet deres ikke-pantbelagte drikkevareemballager samt øvrig glasemballage. Den funktionelle enhed fastsætter en given mængde affald med en given sammensætning. I livscyklusvurderingen opgøres de potentielle miljøpåvirkninger fra bortskaffelsen af denne mængde affald for både referencesituationen, forsøgsordningen samt de tre scenarier. I boks 2 er den funktionelle enhed defineret.

Funktionel enhed:

Potentialet for ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal samt potentialet for ikke-pantbelagte glasemballager fra husholdninger i Københavns Kommune i 2004. Dette omfatter:

Fraktion	Potentiale i Københavns Kommune 2004
Glasflasker	7.366 tons
Glasskår	4.144 tons
PET flasker	566 tons
PE-HD flasker	42 tons
Ståldåser	207 tons
Aluminiumdåser	138 tons
Total	12.463 tons

Boks 2: Funktionel enhed.

Det fremgår af boks 2, at der regnes på hele potentialet for glas, plast og metal. Da forsøgsordningen kun omfatter indsamling af plast og metal, kan det virke underligt, at glas inkluderes i den funktionelle enhed. Årsagen hertil er, at tilstedeværelsen af bløde emballager (plast og metal) i kuberne kan have en effekt på antallet af genbrugelige flasker, der går itu (se også afsnit 2.3).

Den kan endvidere virke underligt, at den funktionelle enhed inkluderer hele potentialet af glas, plast og metal. Herved opgøres de potentielle miljøpåvirkninger for bortskaffelsen af mere affald, end der indsamles via kuberne. Årsagen til at der regnes på mere affald, end der indsamles via kuberne i forsøget er, at det ønskes at gennemføre scenarier og følsomhedsanalyser, hvor der regnes på, at en større andel af potentialet vil blive indsamlet. Der kan selvsagt ikke regnes på bortskaffelse af en større mængde affald end defineret i den funktionelle enhed. Valget af at inkludere hele potentialet betyder, at den funktionelle enhed ikke vil være en begrænsning for, hvilke følsomhedsanalyser og supplerende scenarier, der kan regnes på.

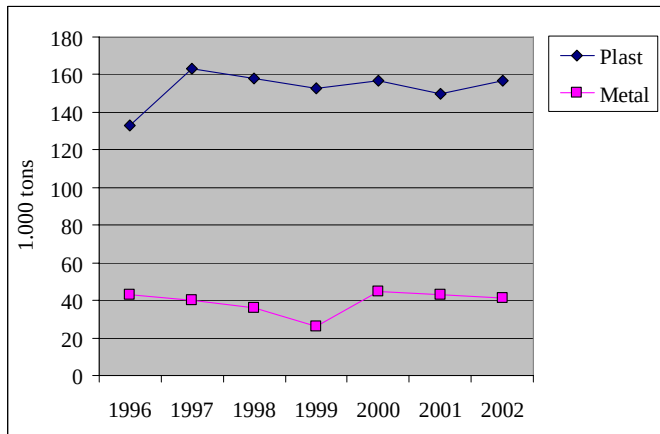
Et andet aspekt af den funktionelle enhed, der kræver lidt forklaring er, at den inkluderer drikkevareemballager af plast og metal, mens der for glas inkluderes emballager generelt. Årsagen hertil er, at øvrige emballager af plast og metal kun i begrænset omfang er egnet til indsamling til genanvendelse via glaskuber. Årsagen hertil er bl.a., at disse emballager ofte indeholder madrester, som medfører hygiejniske problemer. Desuden vil det rent praktisk heller ikke kunne lade sig gøre at bortskaffe eksempelvis større plastdunke, da de ikke kan komme ind i kuben.

Nedenfor er antagelser i forbindelse med fastsættelse af potentialet beskrevet.

Potentialet for plast og metal

Potentialet for plast og metal er fastsat ud fra en opgørelse af potentialet for plast og metal i ikke-pantbelagte drikkevareemballager i Danmark for år 2003. Denne opgørelse er udarbejdet af Jan Jakobsen, LOGISYS (Jakobsen, 2005). Da den funktionelle enhed omfatter potentialet for 2004, er det antaget, at potentialeopgørelsen fra 2003 svarer til potentialet i 2004. Årsagen til at potentialet ikke er opgjort for 2004 er, at der endnu ikke findes data herfor. At potentialet i 2004 kan antages at være det samme som i 2003, underbygges af figur 4.1, som viser udviklingen i emballageforsyningen af plast og metal på landsgennemsnit over en årrække.

4 Definition af formål og afgrænsning



Figur 4.1: Udviklingen i emballageforsyningen af plast og metal fra år 1996 til 2002. Baseret på Jakobsen (2004).

Det fremgår af figur 4.1, at emballageforsyningen af plast og metal har været stort set uændret de seneste år. Desuden anføres det i Ottosen (2004a og 2004b), at potentialet for henholdsvis metal og plast har været stort set uændret i 2002 i forhold til årene før. Derfor vurderes antagelsen om, at potentialet i 2004 er det samme som 2003 at være ok. Dette kan dog være behæftet med nogen usikkerhed. Bl.a. udgør emballager til drikkevarer kun en mindre del af mængden af emballager vist i figur 4.1. Denne usikkerhed vil imidlertid ikke have indflydelse på den individuelle forskel mellem de analyserede resultater og dermed på livscyklusvurderingens konklusioner.

Potentialet for ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal i Københavns Kommune er bestemt med udgangspunkt i potentialet for hele Danmark. Da antallet af indbyggere i Københavns Kommune svarer til 9,28% af Danmarks befolkning, anvendes dette tal til at omregne potentialet for Danmark til et estimeret potentiale for København. Ifølge Jakobsen (2005) er potentialet i for plast og metal Danmark 2003 10.281 tons. Heraf kan potentialet for Københavns Kommune bestemmes til 954 tons.

I Jakobsen (2005) er fordelingen mellem plast og metal ikke den samme som måleresultaterne fra forsøget viser, se tabel 4.2.

Fraktion	Andel i forsøget, se tabel 2.6	Andel i Jakobsen (2005)
Plast	64%	28%
Metal	36%	72%

Tabel 4.2: Fordeling mellem plast og metal i henholdsvis forsøget og i Jakobsen (2005).

Der kan være flere årsager til, at andelen mellem plast og metal ikke er det samme i forsøgsområdet som landsgennemsnittet. Grænsehandel og ikke velsmagende vand i København kan være eksempler på influerende faktorer. R98 (2005) og Miljøkontrollen (2005) har vurderet, at det vil være mest repræsentativt for København at anvende fordelingen mellem plast og metal fra forsøget. Derfor er det samlede potentiale for plast og metal på 954 tons fordelt på PET, PE-HD, stål og aluminium ud fra fordelingen vist i tabel 2.6.

Potentialet for glas

Potentialet for glas fra husholdninger i København i 2003 på 11.510 tons er fastsat ud fra en prognose udarbejdet af (Veksebo, 2004) for Miljøkontrollen. Fordelingen mellem potentialet for genbrugelige flasker og skår i Danmark er opgjort i Kaysen (2004), hvor potentialet her fordeler sig på henholdsvis 64% genbrugelige flasker og 36% skår (marmelade, sild m.m.). Det vil sige, at potentialet på de 11.510 tons fordeles sig på 7.366 tons flasker og 4.144 tons skår.

4.4 Bortskaffelse af potentialet i de analyserede scenarier

I de forskellige analyserede scenarier, beskrevet i tabel 4.1, bortskaffes potentialet på forskellig vis. Eksempelvis sendes de indsamlede hele genpåfyldelige flasker til genbrug, de indsamlede skår sendes til genanvendelse (omsmeltning), og den resterende andel af potentialet ender i restaffaldet, som sendes til forbrænding.

Indsamlede mængder i glas i glaskuberne

Den mængde glas der indsamles af R98 med glaskuberne i Københavns Kommune i 2004 er estimeret til 5.886 tons. Se bilag 5 for beregning heraf. De 5.886 tons omfatter desuden den mængde glas, der indsamles via kuber opstillet på genbrugsstationer. Fordelingen mellem flasker og skår indsamlet med kuberne baseres på værdierne fra forsøgsresultaterne, se tabel 2.6. Der medgår imidlertid en mængde øvrigt ikke-tilsigtet affald i kuberne. Bortskaffelsen heraf medtages. Herved bliver fordelingen 31,1% flasker, 68,4% skår og 0,5% øvrigt. Det vil sige, at der indsamles 1.832 tons flasker, 4.024 tons skår og 30 tons øvrigt affald.

Indsamlede mængder plast og metal i glaskuberne

Mængden af indsamlet plast og metal i kuberne i forsøgsordningen fastsættes på baggrund af det opnåede niveau i forsøget beskrevet i afsnit 2.5, tabel 2.5. Disse værdier for forsøgsordningen repræsenterer imidlertid kun et mindre område af Københavns Kommune. Derfor skal mængderne i tabel 2.5 opskaleres til hele Københavns Kommune. Ifølge Miljøkontrollen (2005) bør denne opskalering ske på baggrund af mængden af indsamlet glas i forsøgsområdet i forhold til hele Københavns Kommune. I forsøgsområdet er der i 2004 indsamlet 259,9¹³ tons ud af i alt 5.886 tons i hele Københavns Kommune. Opskaleringsfaktoren kan beregnes som de 5.886 tons divideret med 259,9 tons, hvilket giver 22,7. Ved anvendelse af denne opskaleringsfaktor på værdierne i tabel 2.5 fås de opskalerede værdier for plast og metal. Disse er vist i tabel 4.3 nedenfor.

I forbindelse med opskaleringen understreges det, at der kan være lokale forskelle på indsamlingseffektivitet i de forskellige kvarterer i København. Desuden er hverken Christianshavn eller Husum et fuldstændigt afgrænset område, hvad angår beboernes bortskaffelse af affald. Det vil sige, at en del af beboerne fra de to forsøgsområder bortskaffer noget af deres ikke-pantbelagte emballageaffald til drikkevarer udenfor området samtidig med, at beboere udenfor området bortskaffer affald i forsøgsområdets kuber. Dog vurderes Christianshavn og Husum som er henholdsvis et etageejendoms- og et blandet villa- og etageejendoms-kvarter, og som repræsenterer i alt ca. 22.000 beboere, at være repræsentativ for, hvad der kan forventes at opnå af indsamlingseffektivitet ved implementering i hele København.

I scenarium 1, hvor der regnes på en henteordning hos borgerne, antages det, at der kan indsamles tre gange så meget plast og metal end med forsøgsordningen.

I scenarium 2, hvor borgerne henvises til at aflevere plast og metal emballager på genbrugsstationerne antages det, at der kan indsamles henholdsvis 20% fra etageejendomme og 50% fra villaområder af mængderne af plast og metal i forhold til forsøgsordningen. Omkring 92% af borgerne i Københavns Kommune bor i etageejendomme, og de resterende 8% bor i villaområder.

I scenarium 3 regnes der på en bringeordning, hvor borgerne afleverer deres ikke-pantbelagte drikkevarereballager af plast og metal i særskilte kuber til plast og metal, som er opstillet sammen med de eksisterende glaskuber. Ifølge R98 (2005) vil det kun være muligt at opstille ekstra opsamlingsmateriel på om-

¹³ De 259,9 tons er de 261,7 i tabel 2.6 renset for det indsamlede plast og metal i forsøgsordningen.

4 Definition af formål og afgrænsning

kring 75% af de eksisterende standpladser. Derfor regnes ligeledes med, at der kun vil kunne blive indsamlet 75% af de indsamlede mængder plast og metal i forsøgsordningen.

Tabel 4.3 viser de anslåede indsamlede mængder plast og metal til genanvendelse i forsøgsordningen samt scenarium 1, 2 og 3.

Fraktion til genanvendelse	Forsøgsordningen	Scenarium 1: Henteordning	Scenarium 2: Bringeordning	Scenarium 3: Bringeordning
PET flasker	24 tons	72 tons	5,3 tons	18 tons
PE-HD flasker	1,8 tons	5,4 tons	0,4 tons	1,4 tons
Ståldåser	8,9 tons	26,7 tons	2,0 tons	6,7 tons
Aluminiumdåser	5,9 tons	17,7 tons	1,3 tons	4,4 tons
Total	40,6 tons	121,8 tons	9,0 tons	30,5 tons

Tabel 4.3: Indsamlet plast og metal ved implementeret forsøgsordning i Københavns Kommune samt de estimerede mængder i scenarium 1, 2 og 3.

Indsamlede mængder glas fra viceværtordning og detailhandel

Glas fra husholdninger indsamles både via R98's kuber, viceværtordning og detailhandel. Viceværtordningen er en privat parallelordning for flasker i etageejendomme. Detailhandel modtager desuden en mængde ikke-pantbelagte genbrugelige flasker. Oprindeligt har det ikke været hensigten at inddrage glas indsamlet med andre ordninger end kuberne i undersøgelsen. Men da den funktionelle enhed er defineret, så den omfatter hele potentialet for emballageglas fra husholdninger, bør dette inddrages. Der gøres i den forbindelse opmærksom på, at mængden af glas indsamlet fra viceværtordning og detailhandel er identisk i alle analyserede scenarier. Derfor er der ikke indsamlet detaljerede særskilte data for disse ordninger, og der anvendes generelt samme data for bortskaffelsen som for glas bortskaffet via den kommunale kubeordning.

Ifølge Miljøkontrollen (2005) blev der i 2004 indsamlet omkring 250 tons flasker med viceværtordningen og 700 tons via detailhandel. Der bliver ikke indsamlet skår med viceværtordningen og via detailhandel.

Indsamlede mængder i restaffald til forbrænding

De mængder glas, plast og metal, der ikke indsamles med nogen af de ovenfor nævnte systemer, vil ende i restaffaldet og sendes med dagrenovationen til forbrænding, hvor energiindholdet i affaldet udnyttes til el- og varmeproduktion.

I referencesituationen ender hele potentialet af plast og metal som restaffald. Mængden af flasker der ender i restaffald til forbrænding kan beregnes som potentialet på 7.366 tons minus mængden af genbrugte flasker på 2.782 tons (1.832 tons fra kuber, 950 tons fra viceværtordningen og detailhandel), hvilket giver 4.584 tons flasker til forbrænding. Reelt vil mængden af flasker på de 4.584 tons, som sendes til forbrænding, være væsentligt mindre, idet de 2.782 tons indsamlede flasker til genbrug er opgjort som hele indsamlede flasker. Det vil sige, at der ikke er taget højde for, at en del af de indsamlede hele flasker er gået itu under indsamlingen. Dette er også årsagen til, at der indsamles næsten 100% af potentialet af skår; der indsamles 4.024 tons skår, mens potentialet er 4.144 tons. Det er imidlertid underordnet, om det er genbrugelige flasker eller skår, der sendes med restaffaldet til forbrænding; emissioner og affald herfra vil være det samme.

Det samlede potentiale for glas er ifølge afsnit 4.3 på 11.510 tons, og der indsamles 2.782 tons flasker og 4.024 tons skår. Det vil sige, at 4.704 tons glas ender i restaffaldet og sendes til forbrænding. Det svarer til, at 41% af potentialet af glasemballage fra husholdninger ender i restaffaldet, som sendes til forbrænding.

Både i referencesituationen, i forsøgsordningen og i de tre scenarier vil det være de 4.704 tons, der sendes til forbrænding.

Opsamling

I tabel 4.4 er bortskaffelsen af potentialet i den eksisterende ordning, i forsøgsordningen samt i de tre scenarier vist.

Fraktion	Bortskaffelse	Reference-situation	Forsøgs-ordning	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Hele glasflasker	Genbrug via kuber	1.832 tons	1.832 tons	1.832 tons	1.832 tons	1.832 tons
	Genbrug via parallel-ordninger	950 tons	950 tons	950 tons	950 tons	950 tons
Glasskår	Genanvendelse	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons
	Forbrænding	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons
PET	Genanvendelse	0 tons	24,0 tons	72,0 tons	5,3 tons	18,0 tons
	Forbrænding	566 tons	542 tons	494 tons	561 tons	548 tons
PE-HD	Genanvendelse	0 tons	1,8 tons	5,4 tons	0,4 tons	1,4 tons
	Forbrænding	42,0 tons	40,2 tons	36,6 tons	41,6 tons	40,7 tons
Ståldåser	Genanvendelse	0 tons	8,9 tons	26,7 tons	2,0 tons	6,7 tons
	Forbrænding	207 tons	198 tons	180 tons	205 tons	200 tons
Aluminiumdåser	Genanvendelse	0 tons	5,9 tons	17,7 tons	1,3 tons	4,4 tons
	Forbrænding	138 tons	132 tons	120 tons	137 tons	134 tons
Total		12.463 tons	12.463 tons	12.463 tons	12.463 tons	12.463 tons
Øvrigt med kuber		30 tons	30 tons	30 tons	30 tons	30 tons

Tabel 4.4: Bortskaffelse af potentialet (affaldsmængden i den funktionelle enhed) i de analyserede scenarier.

Fraktionen øvrigt i tabel 4.4, udgør en mængde utilsigtet affald, der indsamles med kuberne. Dette udgøres af pantflasker samt en mindre mængde ikke genanvendeligt restaffald, som frasorteres i to fraktioner; plastposer og lignende går til forbrænding og andet restaffald går til deponi.

4.5 Systemafgrænsning

Systemafgrænsningen definerer hvilke processer, der skal medtages i systemet. Grænsen mellem miljøet og det analyserede system udgøres af udvekslinger med miljøet. Udvekslinger med miljøet udgøres dels af forbrug af naturlige ressourcer, som et input til systemet, og dels af emissioner til luft, vand og jord som outputs til miljøet fra systemet.

I systemafgrænsningen skal der fastlægges en teknologisk, geografisk og tidsmæssig afgrænsning samt hvilke processer, der udelades fra opgørelsen. Systemafgrænsningen i nærværende livscyklusvurdering tager udgangspunkt i anbefalingerne fra det danske konsensusprojekt, som kort er sammenfattet i Hansen (2004). Konsensusprojektets anbefalinger vedrørende systemafgrænsning er beskrevet detaljeret i Weidema (2003).

Systemafgrænsningen beskrevet i dette afsnit er på et overordnet niveau. For en detaljeret beskrivelse af alle antagelser, delprocesser og flows henvises til kapitel 5 om kortlægning af livscyklus.

Marginal teknologi

Konsensusprojektets anbefalinger vedrørende systemafgrænsning er beskrevet i Weidema (2003). Anbefalingerne indebærer kort fortalt, at der skal anvendes marginal teknologi og at samproduktallokering skal undgås ved systemudvidelse. Marginal teknologi betyder den teknologi, der faktisk påvirkes ved en ændring i markedet. Eksempelvis vil en øget indsamling af glasskår til genanvendelse ikke betyde, at der omsmeltes mere glas i Danmark. Dette skyldes, at markedet for skår til genanvendelse er mættet i Nordeuropa. Derfor sejles skårene til omsmeltningsanlæg i Sydeuropa. Et andet eksempel er fjernvarme i København. Fjernvarmenettet i København er i høj grad forsynet med varme fra affaldsforbrænding og de centrale kraftvarmefærker. Denne varmeproduktion afhænger ikke af efterspørgslen på varme¹⁶, men derimod mængden af forbrændt affald og efterspørgslen på el. Varmeproduktionen herfra er stor nok til at dække varmebehovet i årets varmeste 4 måneder, det vil sige 1/3 af året. I årets øvrige otte måneder suppleres der med kraftvarmeproduktion, der indrettes efter efterspørgslen på varme. Derfor vil forbrug af 1 MJ fjernvarme kun påvirke varmeproduktionen med 2/3 MJ.

Håndtering af samproducerende processer

Som nævnt i ovenstående afsnit anbefales det i konsensusprojektet, at samproduktallokering bør undgås ved systemudvidelse. Samproduktallokering kan være relevant, når der fra én proces er to produktoutputs, fx fra kraftvarmeproduktion, hvor der både produceres el og varme. Allokeringen består i, at tildele en vis andel af emissionerne fra processen til hvert af produkterne. I eksemplet med kraftvarmeproduktion kan denne fordeling fx foretages efter energiindhold. At samproduktallokering skal undgås betyder, at når efterspørgslen på det ene produkt ændres, så skal systemet udvides til at medtage konsekvenserne fra ændringerne i produktionen af det andet produkt. Hvis efterspørgslen på varme fra kraftvarmeanlægget i eksemplet ovenfor ændres, skal der således tages højde for, at elproduktionen vil påvirke den marginale elproduktion.

I ISO 14041 anbefales det også, at allokering bør undgås. Praksis har imidlertid været (og er i væsentlig grad stadig), at allokering anvendes i de fleste livscyklusvurderinger.

Tidsmæssig afgrænsning

Livscyklusvurderingen er tidsmæssig begrænset til at omfatte de indsamlede mængder affald i 2004. Da undersøgelsen skal indgå som beslutningsstøtte til et fremtidigt affaldssystem, burde den anvendte teknologi i de forskellige processer ligeledes afspejle et teknologiniveau i fremtiden. Det kan forventes, at beslutninger omkring ændringer af det nuværende affaldssystem vil få konsekvenser 10-20 år ud i fremtiden.

Da der ofte er usikkerheder forbundet med at identificere fremtidige teknologier vælges det, at anvende moderne teknologi, svarende til gennemsnitlig teknologi anvendt i dag. En stor del af den anvendte teknologi for affaldsindsamling og behandling kræver så store investeringer, at det vil være den samme teknologi, der anvendes en årrække ud i fremtiden. Dette er dog forbundet med store usikkerheder. Størstedelen af de anvendte data er fra omkring år 2000.

Infrastruktur og fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af produktionsmidler

Det er ved alle data tilstræbt at inkludere infrastruktur og fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af produktionsmidler. Ved transport omfatter dette slid på veje og fremstilling, vedligeholdelse og bortskaffelse af transportmidler. Tilsvarende er bygninger og maskiner inkluderet ved affaldsforbrænding og andre industrielle processer.

¹⁶ De centrale kraftvarmefærker kan dog til en vis grad regulere forholdet mellem el- og varmeproduktion.

Teknologisk afgrænsning og geografisk afgrænsning

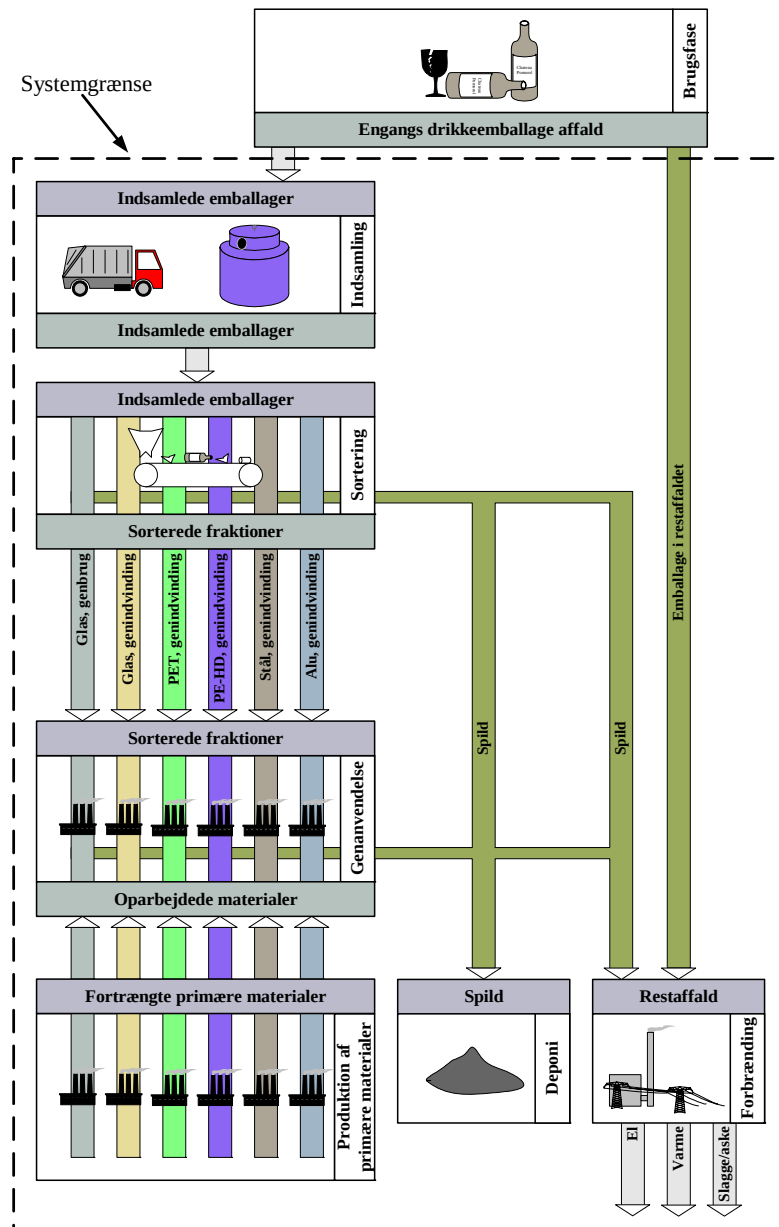
I dette afsnit beskrives hvilke processer, der medtages i det analyserede system. Affaldssystemet er geografisk afgrænset til Københavns Kommune. Her foregår både indsamling og forbrænding af affald. Sorteringen foregår i Skævinge, og genanvendelse sker forskellige steder i Danmark, Europa og Asien. Den specifikke geografiske afgrænsning for de forskellige genanvendelsesprocesser er beskrevet i kapitel 5.

Da der er tale om en livscyklusvurdering af et affaldssystem vil fokus i første omgang være på ændringerne af materialestrømme *i affaldssystemet* som følge af forsøgsordningen, hvilket er illustreret i figur 3.1. Herefter identificeres alle de processer, der berøres af ændringerne af materialestrømmene i affaldssystemet, det vil sige genanvendelse og fortrængte produktion af primære materialer. Som udgangspunkt udgøres systemet af alle *processer i affaldssystemet* samt alle de *processer der berøres* af ændringer i stofstrømmene i affaldssystemet.

De processer, der er omfattet af affaldssystemet, er vist i figur 4.2. Brugsfasen er jævnfør figur 3.1 ikke inkluderet i systemafgrænsningen for affaldssystemer. Brugsfasen er vist for at illustrere stedet, hvor referenceudvekslingen genereres. Emballageaffaldets vugge er så at sige, når det bortskaffes i brugsfasen. Desuden illustrerer processen, at en husstands emballageaffald til drikkevarer i det opstillede system kan bortskaffes ad to veje i affaldssystemet; til genanvendelse via glasbeholderne eller til forbrænding via restaffaldet.

Der er en række berørte processer som ikke er vist i figur 4.2. Det drejer sig bl.a. om transport, forbrug af materialer, brændsler, el og varme samt deponering af ikke-brændbare affald fra sorteringsprocessen. Desuden er ikke alle affaldsstrømme vist i figuren. Eksempelvis er spild i genanvendelsesprocesserne og affaldsgenerering fra fremstilling af primære materialer ikke vist. I kapitel 5 gives en detaljeret beskrivelse og systemafgrænsning for enkelte processer vist i figur 4.2. I kapitel 5 vil de processer og flows, der ikke er vist i figur 4.2 blive beskrevet nærmere.

4 Definition af formål og afgrænsning



Figur 4.2: Processer og affalds- og produktstrømme i systemet.

Brugsfasen ligger udenfor systemafgrænsningen. Denne proces viser blot, at drikkevareemballagerne kan bortskaffes ad to veje: via kuberne eller via restaffaldet, som sendes til forbrænding. Transport fra forbrugeren til glaskuben er ikke inkluderet af to årsager: For det første ligger en del glaskuber i gåafstand fra beboelse. For det andet medtages glas og flasker til kuberne ofte, når man alligevel skal på indkøb. Det vil sige, at denne biltransport af affaldet ikke vil have indflydelse på, hvor meget der køres. Der er dog i scenarium 2 regnet med transport i personbil fra forbruger til genbrugsstation. Dette er medregnet under trinnet; indsamling.

Processen "Indsamling" omfatter tømning af kuber, og transport til sortering/forbrænding samt transport fra sortering til oparbejdning. Desuden omfatter dette trin vask af renovationsbiler samt fremstilling og bortskaffelse af glaskuber. Der antages samme transport ved indsamling af glas fra viceværtordning, detailhandel og anden indsamling som ved indsamling fra glaskuber.

"Sortering" omfatter de processer, der anvendes i forbindelse med separering af det indsamlede affald fra kuberne. Den nuværende sortering på Kroghs Flaskegenbrug i Skævinge, vil være også den mest sandsyn-

lige ved en fuldskalaimplementering af forsøgsordningen i hele Københavns Kommune. Der er dog regnet på to alternative sorteringer, som er præsenteret som følsomhedsanalyser i afsnit 8.1. Her regnes der med sortering på et mekanisk sorteringsanlæg i henholdsvis Glostrup og Fredrikstad i Norge. Materialespild, det vil sige genanvendelige fraktioner der ender til deponering eller forbrænding, antages at være det samme på et mekanisk sorteringsanlæg som ved den manuelle sortering på Kroghs Flaskegenbrug, som udgør datagrundlaget for forsøgsresultaterne. Dog vil der gå omkring 5% af glasskårene tabt ved mekanisk sortering. Disse vil blive deponeret. Bortskaffelse af øvrigt restaffald fra sorteringen er ikke medtaget i undersøgelsen. Dette er beskrevet under den funktionelle enhed.

Processen ”*Forbrænding*” modtager det ikke-sorterede emballageaffald i restaffaldet fra husholdningerne. Forbrændingsanlægget modtager desuden brændbart produktionsspild fra genanvendelsesprocesserne. Ved forbrænding udnyttes affaldets energiindhold til el- og varmeproduktion. Dette medfører, at der fortrænges en mængde marginal el og varme. Herudover udnyttes en del af slaggen og asken fra affaldsforbrændingen som fyldmateriale i anlægsarbejder. De ændringer i sammensætningen af restaffald til forbrænding, som forsøgsordningen og scenarierne medfører, forventes ikke at have indflydelse på genanvendeligheden af slaggen og asken.

Processen ”*Deponi*” modtager ikke-brændbart restaffald fra sortering og oparbejdning.

Processen ”*Genanvendelse*” omfatter genbrug af glasflasker samt oparbejdning/omsmeltning af de øvrige udsorterede fraktioner til nye materialer. De genanvendte materialer vil fortrænge nogle andre produkter fra markedet. Det vil sige, at processerne i ”*Produktion af primære materialer*” vil indgå med negativt fortegn. For eksempel vil øget genanvendelse af aluminium medføre, at der skal produceres en tilsvarende mindre mængde primært aluminium. I flere tilfælde kan det diskuteres om fremstilling af sekundære materialer vil påvirke produktionen af primære materialer. Eksempelvis anvendes omkring omkring 70% af det PET, der oparbejdes i EU, til fremstilling af fibre, og vil således kunne fortrænge andre materialer anvendt til tekstiler end plast, fx uld, bomuld eller nylon. Det antages imidlertid, at de oparbejdede materialer fortrænger jomfruelige materialer. Begrundelsen for denne antagelse er, at det er usikkert hvilke andre materialer, der reelt vil blive fortrængt. I Nyland et al. (2003) er der flere henvisninger til, at en antagelse om, at oparbejdet plastik, papir og aluminium fortrænger primære materialer er valid. I de næstfølgende afsnit er de fortrængte materialer identificeret.

”*Produktion af primære materialer*” omfatter fremstilling af de jomfruelige materialer, der fortrænges som følge af genanvendelsen af affaldsfraktionerne.

Genbrug af hele flasker

De hele vinflasker pakkes og transporteres til Sydeuropa, hvor de vaskes og genpåfyldes. Herved fortrænges en mængde nye flasker tilsvarende mængden af de skyllede genbrugelige flasker. Marginal produktion af nye flasker i Sydeuropa er vurderet at være fremstillet af jomfrueligt glas, da produktionen af glas baseret på skår i Sydeuropa er begrænset af tilgængeligheden af skår. Systemafgrænsningen for genbrug af glas er beskrevet i detaljer i afsnit 5.6.

Genanvendelse af glasskår

Glasskårene sorteres ikke efter farve. Derfor afsættes alle skår som farvede skår. Da markedet for farvede skår i det nordlige Europa er mættet, sejles de til genanvendelse i Sydeuropa (Portugal og Spanien). Det fremstillede glas vil fortrænge en tilsvarende mængde glas fremstillet af jomfruelige materialer i Sydeuropa. Systemafgrænsningen for genanvendelse af glas er beskrevet i detaljer i afsnit 5.7.

Genanvendelse af PET og PE-HD plast

I forsøgsordningen er PET og PE-HD sorteret i to fraktioner på Kroghs Flaskegenbrug. Normalt vil de to typer plast afsættes sammen og blive separeret i forbindelse med oparbejdningen. Før plasten afsættes presses den sammen i baller. Plasten sendes primært til oparbejdning i Tyskland og Fjernøsten (Damgaard, 2005). Det antages at det oparbejdede plast fortrænger jomfruelig plast i forholdet 1 til 1. Denne antagelse kan imidlertid være forbundet med nogen usikkerhed, da nogle kilder påpeger, at der sker en kvalitetsforringelse af plasten, når den omsmeltes til nyt plast. Desuden kan det diskuteres hvorvidt antagelsen, om at oparbejdet PET erstatter jomfruelig PET, er gældende. Omkring 70% af det PET, der genvindes i EU anvendes til fremstilling af fibre, og vil således kunne fortrænge andre materialer anvendt til tekstiler end plast, fx uld, bomuld eller nylon. Det antages imidlertid, at det oparbejdede PET erstatter jomfrueligt PET. Begrundelsen for denne antagelse er, at det er usikkert hvilke andre materialer (eksempelvis nylon, bomuld, uld m.m.), der reelt vil blive fortrængt. Genanvendelse af PET og PE-HD plast er detaljeret beskrevet i afsnit 5.8 og 5.9.

Genanvendelse af ståldåser

Ved sorteringen vil dåserne blive sorteret i henholdsvis stål- og aluminiumdåser. Dog vil der i ståldåserne være en mængde aluminium, da lågene er fremstillet heraf. Ståldåserne sendes til genanvendelse i det centrale Europa, hvor de omsmeltes. Ved denne proces vil indholdet af aluminium reagere med ilt, hvorved der frigives mere energi end der skal til for at smelte dåserne. Derfor tilsættes en mindre mængde ekstra stålskrot for at udnytte varmen. Derfor spares der også energi fra genanvendelse af en mindre mængde øvrigt stålskrot. Det antages, at det genvundne stål erstatter jomfrueligt stål i forholdet 1 til 1. Ligesom ved genanvendelse af plast kan det diskuteres om fremstilling af sekundært stål fortrænger fremstilling af primært stål. Da identificering af de materialer, der fortrænges vil være forbundet med store usikkerheder antages det, at der fortrænges primært stål. Systemafgrænsningen for genanvendelse af stål er beskrevet i detaljer i afsnit 5.10.

Genanvendelse af aluminiumdåser

De sorterede aluminiumdåser presses og sendes til genanvendelse i det centrale Europa. Det antages, at mængden af urenheder i form af stål vil være ubetydelig. Denne antagelse vil imidlertid ikke have den store betydning, da aluminiumdåserne før omsmeltning vil blive rensat for eventuelle urenheder. Her vil mængden af stål separeres med en magnetseparator og efterfølgende sendes til genanvendelse. Det antages at det oparbejdede aluminium erstatter jomfrueligt aluminium i forholdet 1 til 1. I afsnit 5.11 er systemafgrænsningen for genanvendelse af aluminiumdåser beskrevet i detaljer.

4.6 PC-værktøj: SimaPro

Det er valgt at anvende pc-værktøjet SimaPro til udarbejdelsen af livscyklusvurderingen. SimaPro har i den forbindelse tre hovedformål:

- Organisering af de indsamlede data
- LCI-databaser: I SimaPro findes databaser indeholdende LCI-data for fremstilling af en lang række materialer, tilvejebringelse af energi, transport samt affaldsbehandlingsprocesser
- Beregninger: I SimaPro udføres karakterisering, normalisering og vægtning. Desuden muliggør værktøjet identificering af de væsentligste processer og de væsentligste emissioner for hver påvirkningskategori

4.7 Typer af påvirkningskategorier og metode til vurdering af miljøpåvirkninger (LCIA)

Typer af påvirkningskategorier omfatter valg af de kategorier af miljøpåvirkninger, der skal inkluderes i livscyklusvurderingen, eksempelvis drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning. Valg af typer af

påvirkningskategorier er vigtig. Både fordi væsentlige miljøpåvirkninger kan blive udeladt, fordi inkludering af for mange miljøpåvirkningskategorier kan indebære overflødig information og besværliggørelse af fortolkning, og fordi dataindsamlingen kan være usikker i relation til nogle miljøpåvirkninger.

Der findes forskellige metoder til vurdering af miljøpåvirkninger, eksempelvis UMIP, Eco-indicator og CML. Disse metoder inkluderer alle et antal standard påvirkningskategorier samt karakteriseringsmodeller, der regner de opgjorte emissioner om til en indikator for hver miljøpåvirkningskategori. Desuden indeholder metoderne normaliserings- og vægtningsfaktorer¹⁷. Ved normalisering sættes indikatoren for hver miljøpåvirkningskategori i forhold til en referenceoplysning, eksempelvis bidrag til forurening pr. indbygger pr. år. Dette muliggør en vurdering af størrelsesforholdet af bidraget til hver påvirkningskategori. Ved vægtning ganges de normaliserede resultater med en vægtningsfaktor, der afspejler alvorligheden/vigtigheden for hver miljøpåvirkningskategori. I UMIP-metoden er vægtningsfaktorerne bestemt ud fra det aktuelle bidrag til hver påvirkningskategori i 1990 (eksempelvis udledning af drivhusgasser for påvirkningskategorien drivhuseffekt), som er sat i forhold til den politiske målsætning i 1990 for reduktion af påvirkningskategorien i 2000.

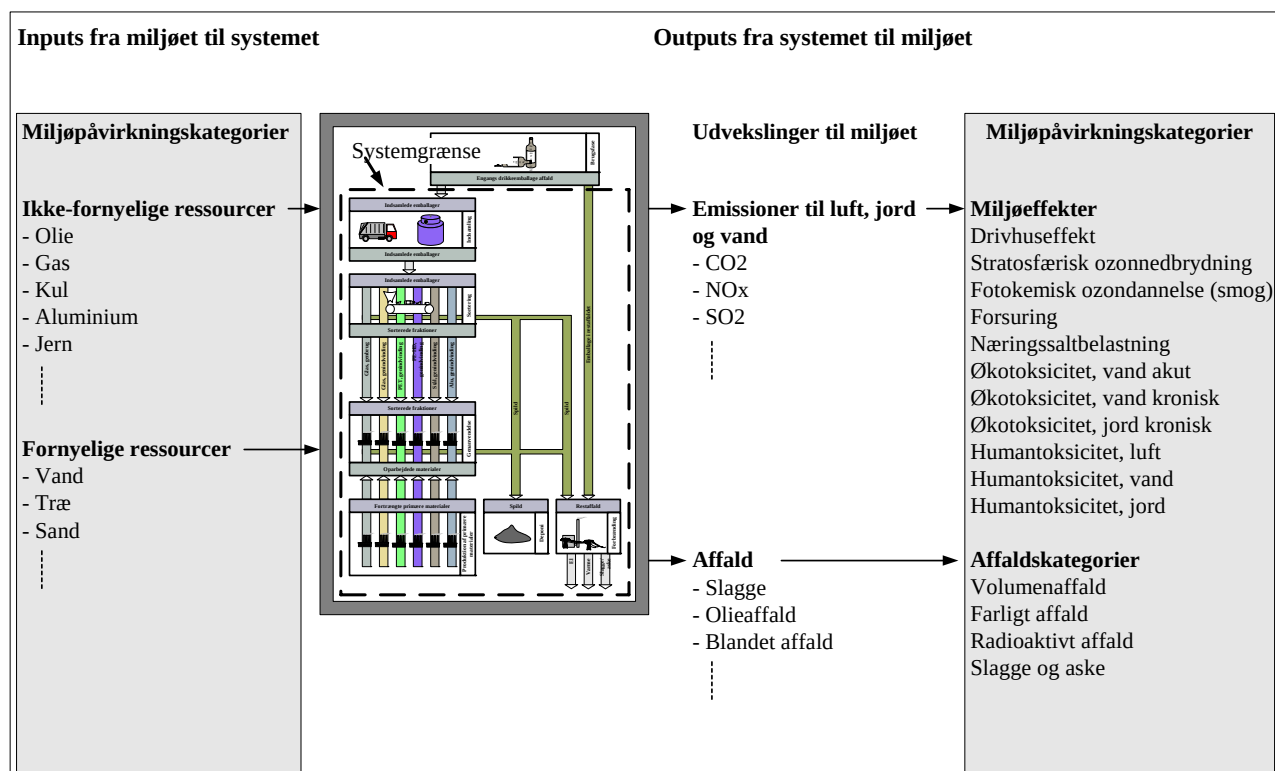
Det vælges at foretage vurdering af miljøpåvirkninger med den danske UMIP-metode beskrevet i Wenzel et al. (1997) og Hauschild og Wenzel (1998). Dette begrundes med, at metoden er udviklet til danske og europæiske forhold, og at metoden er den mest anvendte til livscyklusvurderinger i Danmark. Metoden er siden løbende blevet opdateret i pc-værktøjet UMIP pc-værktøj. Disse opdateringer er indført i SimaPro, så UMIP-metoden her er tilgængelig. UMIP-metoden findes desuden i en ny udgave; EDIP2003 (Hauschild og Potting, 2003). En af fordelene ved denne metode er, at sted-specifikke forhold inddrages således, at udledning af eksempelvis partikler er værre i tætbefolkede områder end i landområder. Da EDIP2003 endnu ikke er integreret i nogen pc-værktøjer, er det valgt ikke at anvende denne metode. Desuden er der endnu ingen eller kun et lille erfaringsgrundlag for anvendelse af metoden.

UMIP-metoden indeholder grundlæggende tre typer af miljøpåvirkningskategorier: Ressourcer, miljøeffekter og affald, se figur 4.3. Ressourcer repræsenterer inputs fra miljøet til systemet og miljøeffekter og affald repræsenterer outputs fra systemet til miljøet. Som udgangspunkt anvender UMIP-metoden mængderne af ressourcer og affald som indikatorer, mens miljøeffekterne er aggregerede indikatorer, hvor der til hver miljøeffekt kan være flere hundrede emissioner, der bidrager.

Metoderne CML (Guinée, et al., 2001) og Eco-indicator (PRé, 2001), som også er tilgængelige i SimaPro, vil indgå som følsomhedsanalyser i kapitel 8, hvor det vil blive anvendt til validering af resultaterne opnået ved UMIP-metoden. Årsagen til at der gennemføres følsomhedsanalyser på anvendelse af metoder til vurdering af miljøpåvirkninger er, at metoderne er baseret på forskellige data og anvender forskellige måder til fastsættelse af karakteriseringsfaktorer. Dette vil kunne have væsentlig påvirkning på livscyklusvurderingens resultater. Eksempelvis er karakteriseringsfaktorerne i Eco-indicator fastsat på baggrund af epidemiologiske undersøgelser, mens de i UMIP er beregnet ud fra teoretiske modeller. Således er miljørelaterede påvirkninger af mennesker i Eco-indicator baseret på undersøgelser af, hvor mange mennesker der hvert år dør eller påvirkes på anden vis af en given effekt, fx luftvejspåvirkninger. Dette er så efterfølgende fordelt ud på de bidragende emissioner, hvorved karakteriseringsfaktorer kan beregnes. I UMIP fastsættes karakteriseringsfaktorer ikke ud fra hvor mange mennesker der påvirkes, men ud fra, hvor meget forskellige emissioner ifølge teoretiske deterministiske modeller bidrager til eksempelvis humantoksicitet.

¹⁷ CML indeholder kun normalisering.

4 Definition af formål og afgrænsning



Figur 4.3: Miljøpåvirkningskategorier i UMIP-metoden. Miljøpåvirkningskategorier i UMIP-metoden er beskrevet i Wenzel et al. (1997).

De miljøpåvirkningskategorier, der medtages i nærværende undersøgelse er vist i tabel 4.5.

Miljøpåvirkningskategorier i UMIP-metoden	Miljøpåvirkningskategorier inkluderet undersøgelsen
Drivhuseffekt	Medtaget
Stratosfærisk ozonnedbrydning	Medtaget
Fotokemisk ozondannelse (smog)	Medtaget
Forsuring	Medtaget
Næringssaltbelastning	Medtaget
Økotoksicitet, vand akut	Medtaget
Økotoksicitet, vand kronisk	Medtaget
Økotoksicitet, jord kronisk	Medtaget
Humantoksicitet, luft	Medtaget
Humantoksicitet, vand	Medtaget
Humantoksicitet, jord	Medtaget
Volumenaffald	Ikke medtaget
Farligt affald	Ikke medtaget
Radioaktivt affald	Ikke medtaget
Slagge og aske	Ikke medtaget
Ikke-fornyelige ressourcer	Medtaget
Fornyelige ressourcer	Ikke medtaget

Tabel 4.5: Miljøpåvirkningskategorier i UMIP-metoden og i undersøgelsen.

Som det fremgår af tabel 4.5, er det valgt ikke at medtage affald til deponi. Disse miljøpåvirkningskategorier afspejler ikke samme sted i en årsags-virkningskæde i miljømekanismer, som de øvrige påvirkningskategorier. En mængde deponeret affald er ikke en påvirkning i sig selv, men derimod en årsag til bl.a. drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning og økotoksicitet. Grunden til at affald til deponi blev medtaget som påvirkningskategorier i UMIP er, at der på daværende tidspunkt ikke fandtes tilfredsstillende opgørelser af emissioner fra deponier (Wenzel et al, 1997). Der er siden foretaget en række undersøgelser af udvekslinger fra deponeringsanlæg, som overflødiggør affaldskategorierne i UMIP, hvilket også afspejles i EDIP2003, hvor affald ikke er medtaget som påvirkningskategorier.

Det er desuden valgt ikke at medtage fornyelige ressourcer, fx træ, sand, vand, landbrugsafgrøder m.m. Dette begrundes med, at der i forbindelse med det undersøgte affaldssystem ikke forventes at forekomme noget væsentligt forbrug af fornyelige ressourcer. Desuden medregnes de emissioner, der er forbundet med udvinding af fornyelige ressourcer.

5 Kortlægning af livscyklus

Kortlægning af livscyklus omfatter dataindsamling, finjustering af systemgrænser, beregningsprocedurer og procedurer for samproduktallokering. I dette afsnit dokumenteres kortlægningen for hver proces i systemet. Outputtet fra kortlægningen, som kaldes LCI-resultatet, består af en lang række udvekslinger med miljøet fordelt på emissioner til luft, jord og vand samt ressourcer. Da LCI-resultatet omfatter mere end 500 forskellige udvekslinger, er det ikke vist i denne rapport. For information om de enkelte udvekslinger henvises til kapitel 6, hvor de væsentligste emissioner for hver miljøpåvirkningskategori er udpeget. De indsamlede data består dels af data baseret på oplysninger fra R98, interviews, litteratur samt LCI-databaser i SimaPro.

Generelt er det for de vigtigste processer tilstræbt at identificere flere datasæt for emissioner. Disse er sammenlignet for nogle udvalgte nøgleværdier, typisk energi- og materialeforbrug eller CO₂-, NO_x- og SO₂-emission. Desuden er de forskellige datasæt vurderet med hensyn til tidsmæssig og teknologisk dækning. Sammenligningen af forskellige datasæt har dels til formål at vurdere usikkerheden ved dataene, og dels at identificere eventuelle fejl i datasættene.

De følgende afsnit relaterer sig til processerne i figur 4.2, som viser systemafgrænsningen for undersøgelsen. Processerne ”*Genanvendelse*” og ”*Produktion af primære materialer*” er beskrevet under de seks forskellige affaldsfraktioner i afsnit 5.6 til 5.11.

Ved opgørelse af udvekslinger for de forskellige processer er dette enten relateret til 1 kg input eller output fra den pågældende proces. Når der er tale om oparbejdning af en affaldsfraktion opgøres processen pr. kg oparbejdet affald. Når der derimod er tale om fortrængte primære materialer opgøres de pr. kg fremstillet materiale.

5.1 Energi

Der bruges energi i form af el og varme i et stort antal af de inkluderede processer i affaldets livscyklus. Elforsyningen kommer fra nettet, som forsynes med el fra en række elproducerende værker i Danmark og nabolande. Varme forsynes enten via fjernvarmenettet eller ved egenproduktion i eksempelvis et industrielt gasfyr. I dette afsnit beskrives de anvendte data for de forskellige typer energi, der anvendes i affaldets livscyklus. Transport er beskrevet særskilt i afsnit 5.2. Mængden af energi, der anvendes i enhedsprocesserne opgøres i de afsnit, der beskriver de enkelte trin i affaldets livscyklus; afsnit 5.3 til 5.11.

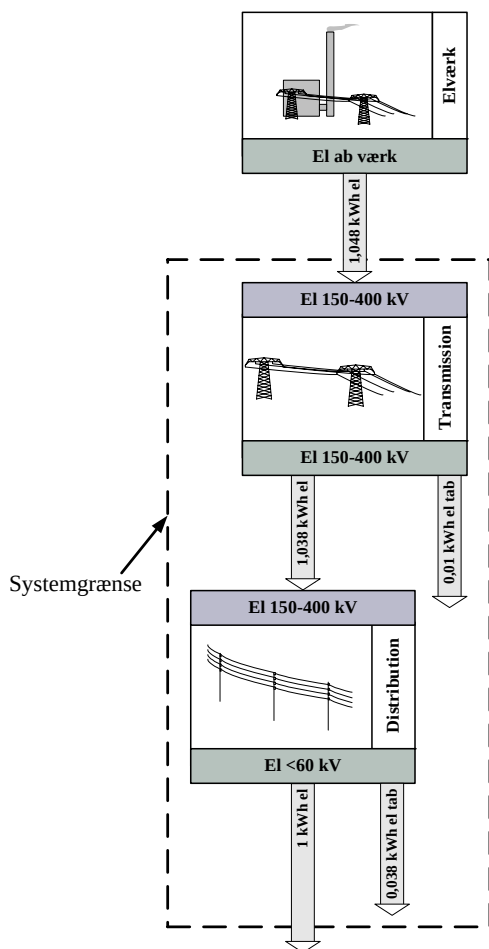
Systemafgrænsning og udvekslinger for elproduktion og -distribution

når der sker ændringer i anvendelsen af el

Elnettet i Danmark forsynes med el fra en lang række forskellige teknologier; kulværker, naturgasfyrede værker, vindmøller, affaldsforbrænding m.m. Når der sker ændringer i anvendelsen af el påvirkes de marginale leverandører. Marginale elproducenter er de, der påvirkes ved en ændret efterspørgsel af el. Det vil sige, der er en række teknologier som ikke påvirkes, når der sker ændringer i anvendelsen af el. Mængden af el produceret med vindmøller er ikke relateret til efterspørgslen, små kraftvarmeværkers produktion afgøres af efterspørgslen på varme, elproduktion på affaldsforbrændingsanlæg afgøres af mængden af affald, og endelig er anlæg baseret på biobrændsel bestemt af mængden af biobrændsel og ikke efterspørgslen på el. I udlandet er elproduktionen fra vand- og atomkraft desuden ikke påvirket af efterspørgslen. Marginal el er ikke produceret ved samproduktion af varme, idet varmeproduktionen er bestemt af lokal efterspørgsel på varme. (Weidema, 2003)

I Weidema (2003) er marginal el i Central Europa og de Nordiske lande identificeret til at være baseret på kul eller naturgas. På kort sigt kan efterspørgslen på el imødekommes ved udnyttelse af den eksisterende kapacitet på kulkraftværker. Dog planlægges der ikke opførelse af nye kulkraftværker i de fleste EU-lande. Desuden peger Weidema på en række fordele ved naturgas, som gør, at dette anbefales som marginal teknologi. Disse fordele omfatter at installering af naturgaseffekt har lavere omkostninger, med naturgas nås målsætninger om SO₂, NO_x og CO₂-emissioner nemmere, og endelig kan effekten på naturgaskraftværker reguleres på minutbasis. Den anvendte teknologi for el er derfor naturgas. Betydningen af denne antagelse er undersøgt i en følsomhedsanalyse, hvor der i stedet anvendes el baseret på kul. Dette er vist i kapitel 8. Da der findes databasedata for el baseret på naturgas, som inkluderer udvinding og transport af gas samt fremstilling af elektricitet på kraftværk, er systemafgrænsningen ikke vist i en figur, idet det kun omfatter én proces. Se også figur 5.1, hvor systemafgrænsningen for transmissions- og distributionsnettet er vist.

Når der forbruges el skal der tages højde for tab ved transmission og distribution af el. Når elektriciteten forlader kraftværket sendes det ud i højspændingsnettet (150-400 kV). Denne del af nettet kaldes også for transmission. Dette net forbinder kraftværkerne med distributionsnettet, som også kaldes for lavspændingsnettet. Tættere på slutbrugerne transformeres spændingen ned og elektriciteten sendes ud i lavspændingsnettet (<60 kV). Ifølge Eltra (2000) er tabet ved transmission 1% af forsyningen fra kraftvarmeværkerne. Ved distribution tabes 3,8% af forsyningen fra transmissionsnettet. Det samlede tab i nettet er således omkring 5%. Når der fortrænges el ved eksempelvis affaldsforbrænding, er det elproduktion, der fortrænges. Det vil sige, der i dette tilfælde ikke skal tages højde for nettab. Systemafgrænsningen for elnettet er vist i figur 5.1 nedenfor.



Figur 5.1: Systemafgrænsning for transmissions- og distributionsnettet. Pilene angiver de vigtigste energistrømme relateret til et output på 1 kWh el leveret til slutbruger.

Der er identificeret en del datasæt for naturgasbaseret el. Der er imidlertid en del af disse, der er for samproduktion af el og varme, hvor der er anvendt allokering. Disse data, som bl.a. omfatter UMIP (1996) er ikke medtaget, da de ikke lever op til den anvendte systemafgrænsning. I tabel 5.1 er nogle af de identificerede data for el baseret på naturgas sammenlignet for tre nøgle emissioner.

Datasæt for produktion af naturgas el	CO ₂	NO _x	SO ₂	Evt. bemærkninger
Electricity gas power plant in NL (ETH-ESU, 1996)	644 g	0,88 g	0,03 g	Data er fra først i 1990'erne Denne proces er anvendt i det danske projekt LCAfood (2003)
Electricity gas power plant in UCPTE (ETH-ESU, 1996)	884 g	1,47 g	0,21 g	Data er fra først i 1990'erne
Electricity, natural gas, at power plant/UCTE (Ecoinvent, 2003)	592 g	0,69 g	0,22 g	Data er fra sidst i 1990'erne og først i 2000
Electricity, natural gas, at power plant/NORDEL (Ecoinvent, 2003)	540 g	0,18 g	0,21 g	Data er fra sidst i 1990'erne og først i 2000

Tabel 5.1: Sammenligning af udvalgte LCI-resultater for 1 kWh el baseret på naturgas ab værk fra forskellige LCI-databaser.

ETH-ESU data er for el produceret på naturgasfyrede elværker først i 1990'erne. Der er vist data for et Hollandsk værk, som anses at svare til dansk teknologi, og et gennemsnitligt værk knyttet til UCTE (det Centraleuropæiske net). Infrastruktur er medtaget. Transport er medtaget.

Ecoinvent data er for el produceret på naturgasfyrede elværker sidst i 1990'erne og først i 2000'erne. Der er vist gennemsnitlige data for et værk knyttet til det Centraleuropæiske net samt et værk knyttet til NORDEL, det vil sige Østdanmark, Sverige, Norge, Finland og Island. Infrastruktur og transport af råmaterialer er medtaget.

Ved sammenligning af datasættene ses det, at der er lavere værdier for emissioner fra Holland og NORDEL end for UCTE. Desuden bemærkes det, at der generelt er lavere værdier for emissioner for data fra Ecoinvent end fra ETH-ESU. Årsagen til de lavere emissioner i Ecoinvent skyldes formodentligt, at disse data er omkring 10 år nyere, og forskellene repræsenterer derfor bedre naturgaskraftværker i Ecoinvent.

Det vælges at anvende data for NORDEL fra Ecoinvent, da disse data bedst repræsenterer teknologien i Danmark samt at disse data er de mest opdaterede. Når der anvendes elektricitet udenfor Danmark anvendes data for UCTE. Ecoinvent dataene for el produceret på naturgas er vist i tabel 5.1. Ved anvendelse af elektricitet i Kina antages det, at kul er den marginale energiteknologi. Der anvendes i dette tilfælde data for et gennemsnitligt tysk kulkraftværk: *Hard coal, burned in power plant/DE* (Ecoinvent, 2003).

Dataene beskrevet ovenfor omfatter kun udvekslinger for el af værk. Det vil sige, der ikke er taget højde for nettab og fremstilling, vedligeholdelse og bortskaffelse af nettet. I systemafgrænsningen for distributions- og transmissionsnettet er nettabet angivet. Dataene fra Ecoinvent omfatter fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af nettet. I Ecoinvent skelnes der mellem et højspændingsnet (>150 kV), et mellemspændingsnet (50-60 kV) og et lavspændingsnet (<1 kV). Mellemspændingsnettet medregnes i nærværende undersøgelse i distribution af el. Dataene for transmission og distribution af el i Ecoinvent er baseret på data for det schweiziske net. Der regnes med et totalt nettab på omkring 12%. Dette er ikke medtaget i de anvendte data, idet der regnes med tabet i det danske net på omkring i alt 5%, som beskrevet ovenfor. De anvendte data er vist i tabel 5.2.

Net	Navn på anvendt proces i Ecoinvent (2003)	Tab
Transmission (150-400 kV)	Electricity, high voltage, at grid/DK (Ecoinvent, 2003)	1,0%
Distribution (<60 kV)	Electricity, medium voltage, at grid/DK (Ecoinvent, 2003)	3,8%
	Electricity, low voltage, at grid/DK (Ecoinvent, 2003)	

Tabel 5.2: Anvendte LCI-data til distribution i elnettet. Tabet for hvert af de to niveauer i nettet er angivet.

Systemafgrænsning af udvekslinger for fjernvarme

Systemafgrænsningen tager udgangspunkt i fremstilling af fjernvarme af værk. Det vil sige, at der ikke er indregnet tab af varme i fjernvarmenettet og el til pumpning af varmt vand. Afbrænding af affald fortrænger anden kilde til fjernvarme. Det vil sige, der pumpes den samme mængde vand rundt, og der er det samme varmetab; derfor skal det ikke medtages.

I 2003 blev 81% af fjernvarmeproduktionen i Danmark produceret på kraftvarmeanlæg, det vil sige med samproduktion af el (Energistyrelsen, 2004a). De resterende 19% blev produceret ved ren varmeproduktion. I hvilken grad forholdet mellem varme produceret med samproduceret med el og ren varmeproduktion fordeler sig som gennemsnittet vist ovenfor, afhænger af lokale forhold. I nogle regioner er der et varmeoverskud fra centrale kraftvarmeværker. Her vil de eneste udvekslinger fra marginal fjernvarme være et elforbrug til pumpning af varmt vand i nettet. Et ændret forbrug af varme i disse regioner vil blot have indflydelse på mængden af bortkølet varme og ikke produktionen af varme. Et andet forhold der spiller ind er årstiden. I flere områder er varmen fra kraftvarmeværker og affaldsforbrændingsanlæg nok til at dække forbruget i årets varmeste måneder, eksempelvis juni til august. Resten af året må der suppleres med ekstra varmeproduktion. Den marginale varmeproduktion relateret til et forbrug på 1 MJ, vil i en sådan situation

være 0,75 MJ (eksklusiv tab), idet et ændret forbrug i tre af årets tolv måneder ikke påvirker varmeproduktionen.

I LCAfood (2004) er marginal fjernvarmeproduktion relateret til et forbrug på 1 MJ fastsat som 0,25 MJ varmeproduktion. Argumentationen i LCAfood er, at omkring 75% af fjernvarmen som leveres i Danmark er baseret på samproduktion med el. Udvekslingerne fra disse 75% anses imidlertid at være 0. Begrundelsen herfor er, at det antages, at marginal varme produceret på kraftvarmeværker normalt er i overskud. Det vil sige, at et marginalt større eller mindre forbrug af varme ikke vil påvirke produktionen af varme, som samproduceres med el.

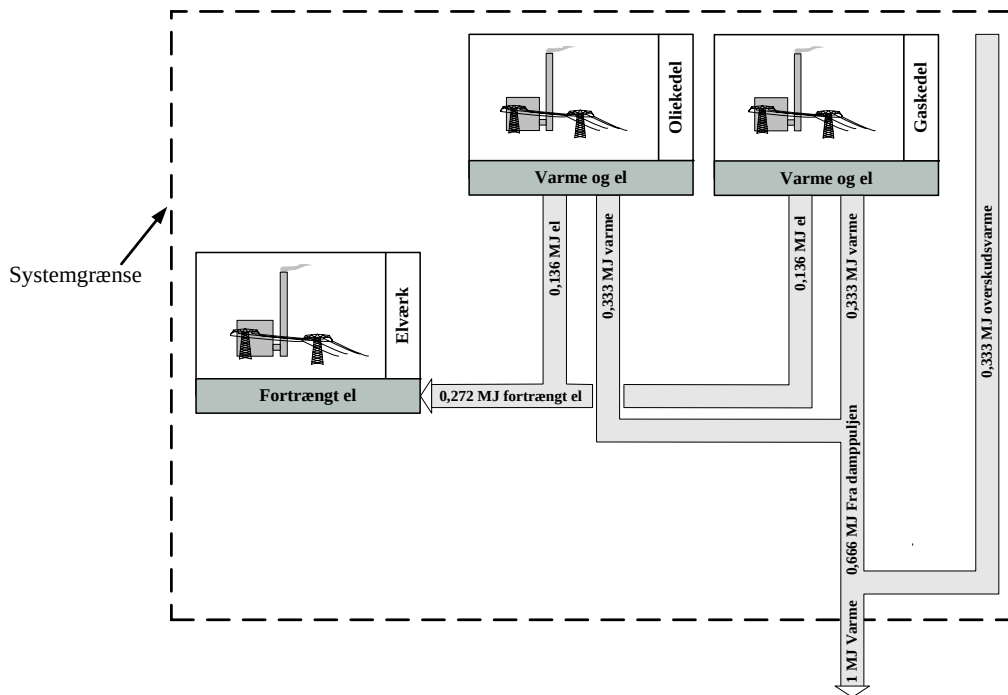
Systemafgrænsningen i LCAfood vurderes ikke at være hensigtsmæssig i nærværende undersøgelse, da der ikke tages højde for det lokale fjernvarmesystem (tilgængelighed af varme fra affaldsforbrænding og central kraftvarme) samt sæsonvariationer. Derfor er forholdene for Københavns fjernvarmesystem undersøgt nærmere.

Ifølge CTR (2004) er varmeforsyningen i kommunerne København, Frederiksberg, Gentofte, Gladsaxe og Tårnby fordelt på 26% affaldsvarme, 61% fra kraftvarme, 13% fra ren varmeproduktion (typisk naturgas og olie). CTR har en tredelt prioritering af deres varmekøb fra producenterne til fjernvarmenettet. Varme fra affaldsforbrænding og kraftvarmeanlæg har førsteprioritet og benævnes grundlasten. Varme fra den såkaldte damppløj har andenprioritet og benævnes mellemlast. Damppløjen består af en række forskellige anlæg, hvoraf en del er placeret på de centrale kraftvarmeværker. Ifølge Brozek (2005) sker produktionen af varme på disse anlæg primært med samproduktion af el. De enkelte ældre anlæg, som producerer ren varme, er under udfasning indenfor de nærmeste 10 år. Anlæggene er omtrentlig fordelt ligeligt på olie- og gasbaseret produktion. Varme produceret på fleksible gasoliebaserede varmecentraler udgør tredjeprioriteringen, som benævnes spidslast/reservelast. Disse anlæg, som samlet dækkede omkring 1% af CTR's samlede varmekøb i 2003, benyttes til at dække spidsbelastning og udgør samtidig reservekapacitet i tilfælde af svigt fra de øvrige kategorier (CTR, 2004). Det kan ifølge Brozek (2005) estimeres, at der gennemsnitligt er overskud af varme fra grundlasten fra midt i maj til midt i september. Det vil sige, at udvekslingerne fra marginal varme i denne periode kun udgør elforbruget til pumpning af varmt vand i nettet. De resterende otte måneder af året vil marginale ændringer i varmeforbruget påvirke damppløjen (mellemlast).

Det antages, at produktion af kraftvarme med damppløjen produceres på anlæg >100kW. Ifølge Brozek (2005) har anlæggene ikke røggaskondensering. I Energistyrelsen (1995) angives gas-/oliefyrede kedler til spids- og reservelast at have en total virkningsgrad på 90-92% for oliekedler og 95% for gaskedler. Der regnes med disse virkningsgrader. Da varmeproduktionen sker med samproduktion af el, skal der tages højde for dette. Det antages, at elproduktionen udgør 29% af den totale energiproduktion på anlæggene. Dette er baseret på, at en række gasturbiner i Danmark, undersøgt i (Kristensen, 2003), har en realiseret energivægtet elvirkningsgrad på 28,8%. Ovenstående estimat for virkningsgrader er ifølge Brozek (2005) et fornuftigt estimat, idet den gennemsnitlige virkningsgrad for anlæggene, der udgør damppløjen, ikke er kendt. Den producerede mængde el vil fortrænge el produceret på de centrale kraftvarmeværker. Jævnfør forrige afsnit er marginal el på de centrale kraftvarmeværker ikke samproduceret med varme.

Systemafgrænsningen beskrevet ovenfor gælder fremstilling af fjernvarme af værk. Hvis der er tale om et forbrug hos en varmetafter, skal der tages højde for varmetab i nettet og elforbrug til pumpning af varmt vand. Ifølge CTR (2004) var varmetabet i nettet 1,2% af produktionen i 2003. Tilsvarende var elforbruget til pumpning pr. fremstillet GJ varme 2,10 kWh. Der er i opgørelsen af udvekslingerne til fjernvarme set bort fra forbrug af vand til dækning af vandtab i nettet.

Systemafgrænsningen for fjernvarme af værk er vist nedenfor i figur 5.2.



Figur 5.2: Systemafgrænsning for fjernvarme af værk. Pilene angiver de vigtigste energistrømme relateret til et output på 1 MJ fjernvarme af værk.

Der anvendes data fra Ecoinvent (2003) for forbrænding af fuelolie og naturgas i kedler >100 kW. Data for den fortrængte el er beskrevet under afsnittet om el. De anvendte er vist i tabel 5.3, og er relateret til forbrænding af 1 MJ henholdsvis fuelolie eller naturgas.

Kedeltype til fjernvarme	Navn på anvendt proces i Ecoinvent (2003)	Anvendt virkningsgrad	Forbrændt brændsel
Naturgaskedel	Natural gas, burned in boiler modulating >100kW	95%	0,494 MJ
Oliekedel	Light fuel oil, burned in boiler 100kW, non-modulating	91%	0,515 MJ

Tabel 5.3: Anvendte LCI-data og virkningsgrader til fjernvarme baseret på forskellige brændsler.

De anvendte data fra Ecoinvent inkluderer infrastruktur og transport af brændsel.

Systemafgrænsning og udvekslinger for industriel varme

Varme produceret på industrielle anlæg omfatter varme baseret på naturgas, fuelolie og kul. I dette afsnit beskrives de anvendte data for industriel varmereproduktion baseret på disse tre brændsler. Da varmemeforbruget i glas-, stål- og aluminiumsindustrien fås ved direkte fyring med brændslet på det pågældende materiale, sker varmereproduktionen ikke med samproduktion af el. Da røggassen fra den direkte fyring blandes, og i nogle tilfælde reagerer kemisk, med stofferne i smeltebadet, er udvekslingerne herfra behandlet under afsnittene for de respektive industrier (afsnit 5.6 til 5.11). Derfor er det kun industriel varme ved fyring i kedler, der behandles i dette afsnit.

Det antages, at industrielle anlæg til varmereproduktion er uden røggaskondensering, da de ofte er mindre end anlæg til fjernvarme. Desuden antages det, at der ikke sker samproduktion af el og varme.

Det vælges at bruge LCI-data fra samme kilde som for fjernvarme, det vil sige fra Ecoinvent (2003). I tabel 5.4 er de anvendte data vist.

Kedeltype til industriel varme	Navn på anvendt proces i Ecoinvent (2003)	Virkningsgrad
Naturgaskedel	Natural gas, burned in industrial furnace >100kW	95%
Oliekedel	Light fuel oil, burned in industrial furnace 1MW, non-modulating	95%
Kulkedel	Hard coal, burned in industrial furnace 1-10MW	80%

Tabel 5.4: Anvendte LCI-data og virkningsgrader til varme baseret på forskellige brændsler.

5.2 Transport

Der indgår transportprocesser i stort set alle trin i livscyklusen. Omfanget af transport angives enten som en afstand (km) eller som en afstand multipliceret med den transporterede mængde (kgkm eller tkm). Fx vil transport af 2 kg materiale over en afstand på 10 km betyde transport på 20 kgkm svarende til 0,02 tkm.

I dette afsnit beskrives de data, der anvendes til omregning fra transportafstande og transport i kgkm til udvekslinger. De specifikke transportafstande er beskrevet under de respektive afsnit (afsnit 5.3 til 5.11), hvor de enkelte processer i affaldets livscyklus er behandlet. Dog er forudsætningerne for fastsættelse af transportafstande beskrevet i afsnittet nedenfor. Nærværende undersøgelser omfatter transport med renovationsbil, lastbil og skib.

Der indgår i alt seks forskellige biler til transport af affald i forbindelse med indsamling fra borgerne til sortering/forbrænding. Disse biler ejes enten af R98, Kroghs Flaskegenbrug eller Renoflex.

Transportafstande

Transportafstande fastsættes ud fra nogle kendte punkter forbundet via vejnettet eller søveje mellem havne. Afstandene mellem de forskellige destinationer i Europa findes via Viamichelin (2005) og afstande internt i Danmark bestemmes ved anvendelse af Krak (2005). Afstande via søveje bestemmes ved anvendelse af Distances (2005).

Lastbiltransport

Der findes forskellige størrelser af lastbiler. Større partier af eksempelvis affaldsfraktioner til genanvendelse antages at blive transporteret med store 40 tons lastbiler, da disse er de mest ressourceøkonomiske. Grunden til at det er de mest ressourceøkonomiske lastbiler, der anvendes, er, at der ikke er nogle krav til hurtig leverance. Det vil sige, det antages, at affaldet vil blive lagret indtil der er nok til at fylde en 40 tons lastbil.

I tabel 5.5 nedenfor er tre forskellige identificerede datasæt for lastbiltransport sammenlignet.

Sammenligning af forskellige datasæt for lastbiltransport	Udnyttelsesgrad	Brændstofforbrug	Brændstofforbrug ved 100%	Beskrivelse af data
Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, blandetDK (UMIP, 2000)	70%	15,0 g/tkm	10,5 g/tkm	Data repræsenterer gennemsnitlig kørsel i Danmark (80% motorvej, 15% landevej og 5% by) sidst i 1990'erne. Fremstilling af veje og lastbil er ikke inkluderet.
Lastbil 40-48t EU2 70%, kgkm, motorvej(UMIP, 2000)	70%	14,3 g/tkm	10,0 g/tkm	Data repræsenterer motorvejskørsel i Danmark sidst i 1990'erne. Fremstilling af veje og lastbil er ikke inkluderet.
Truck 40t (ETH-ESU, 1996)	50%	24,0 g/tkm	12,0 g/tkm	Data repræsenterer gennemsnit for USA, Schweiz og Tyskland i starten af 1990'erne. Fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af transportmidler og veje er inkluderet.
Transport, lorry 40t (Ecoinvent, 2003)	46%	35,8 g/tkm	16,5 g/tkm	Data repræsenterer gennemsnit for Schweiz i starten af 2000. Fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af transportmidler og veje er inkluderet.

Tabel 5.5: Sammenligning af LCI-data for forskellige datasæt for lastbiltransport. Brændstofforbruget er både vist ved den antagne udnyttelsesgrad angivet i kilden og ved en udnyttelsesgrad på 100%.

Det fremgår af tabel 5.5, at der er relativ stor forskel på brændstofforbruget pr. tkm. De store forskelle skyldes primært, at der anvendes forskellige udnyttelsesgrader i datasættene. Udnyttelsesgraden er et udtryk for hvor stor en andel af lastbilens fulde lastkapacitet, der udnyttes ved gennemsnitlig kørsel. Eksempelvis vil en lastbil, der kører halvt fuld frem til bestemmelsesstedet og tom på tilbagevejen, have en udnyttelsesgrad på 25%. Da dataene fra UMIP repræsenterer dansk transport, mens de øvrige data er gennemsnit for områder med anden topografi, lastbilflåde og måde at køre på, vælges det at basere lastbiltransport på UMIP. Data fra UMIP inkluderer imidlertid ikke fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af lastbiler og veje. Derfor tilføjes dette fra datasættet fra Ecoinvent til UMIP-dataene. De anvendte data er ikke dokumenteret nærmere her, da de findes som databasedata i SimaPro.

En anden fordel ved dataene fra UMIP er, at der skelnes mellem blandet kørsel og motorvejskørsel. Der vil i nærværende undersøgelse anvendes blandet kørsel ved transport indenfor Danmark og motorvejskørsel ved transport udenfor landets grænser.

Udnyttelsesgraden på de 70% i dataene fra UMIP antages at dække over en gennemsnitlig udnyttelse af lastbiler i Danmark. Det vil sige, at de 70% både dækker over at lastbilerne nogle gange kører tomme tilbage, og at de kører tomme i anden sammenhæng, fx fra garage til transportrutens begyndelsessted.

Det er i forbindelse med transport af affaldsfraktionerne fra sortering til oparbejdning antaget, at lastbilerne ikke kører tomme tilbage. Reelt vil der være tilfælde, hvor lastbilerne kører tomme tilbage, men dette er der taget højde for i og med, at der regnes med en udnyttelsesgrad på lastbilerne på 70%

Som det fremgår af ovenstående er opgørelsen af udvekslinger fra lastbiltransport forbundet med relativt store usikkerheder. Derfor vil der blive foretaget følsomhedsanalyser, hvor betydningen heraf undersøges nærmere. Dette vil blive præsenteret i afsnit 8.4.

Transport med skib

I tabel 5.6 er forskellige identificerede datasæt for skibstransport sammenlignet.

Sammenligning af forskellige datasæt for skibstransport	Udnyttelsesgrad	Brændstof-forbrug	Beskrivelse af data
Bulk carrier 150000t, fuel, 75 % (UMIP, 2000)	75%	0,508 g/tkm	Data repræsenterer gennemsnitlig oceangående sejlads med 150 kton skibe sidst i 1990'erne. Fremstilling af skibe og havne er ikke inkluderet.
Bulk carrier, 2000t diesel, 75 % (UMIP, 2000)	75%	4,78 g/tkm	Data repræsenterer gennemsnitlig sejlads med 2 kton skibe indenfor EU sidst i 1990'erne. Fremstilling af skibe og havne er ikke inkluderet.
Freighter oceanic (ETH-ESU, 1996)	50%	2,2 g/tkm	Data repræsenterer europæisk gennemsnit i starten af 1990'erne. Fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af skibe og havne er inkluderet. Emission af TBT fra bundmaling er inkluderet.
Transport, barge (Ecoinvent, 2003)	?	9,4 g/tkm	Data repræsenterer gennemsnittet af den europæiske Rhinflåde først i 2000. Fremstilling af skibe og havne er inkluderet.
Transport, transoceanic freight ship (Ecoinvent, 2003)	?	2,5 g/tkm	Data repræsenterer global gennemsnitlig oceangående sejlads med gns. 40 kton skibe først i 2000. Fremstilling af skibe og havne er inkluderet. Emission af TBT fra bundmaling er inkluderet.

Tabel 5.6: Sammenligning af LCI-data for forskellige datasæt for skibstransport.

Det fremgår af tabel 5.4, at brændstofforbruget i forbindelse med skibstransport varierer relativt meget pr. tkm. Forbruget af brændstof afhænger i høj grad af den anvendte udnyttelsesgrad samt af størrelsen på skibet. Ligesom for lastbiltransport vælges det at basere skibstransport på data fra UMIP. Til transport indenfor EU anvendes datasættet for 2 kton skibet, mens der for oceangående transport anvendes data for 150 kton skibet.

Da dataene fra UMIP ikke inkluderer fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af skibe og havne tilføjes dette fra datasættene fra Ecoinvent. Data for den gennemsnitlige Rhinflåde fra Ecoinvent anvendes til UMIP-data for 2 kton skibet til sejlads indenfor EU, mens data for gennemsnitlig oceangående sejlads fra Ecoinvent anvendes til UMIP-data for 150 kton skibet. Desuden tilføjes en emission af TBT på 10 µg pr. tkm til datasættet for oceangående skibstransport, svarende til TBT-emissionen i datasættet fra Ecoinvent. De anvendte data er ikke dokumenteret nærmere her, da de findes som databasedata i SimaPro.

Udnyttelsesgraden på de 75% i dataene fra UMIP antages at dække over en gennemsnitlig udnyttelse af skibe i Danmark. Det vil sige, at de 75% både dækker over at skibene nogle gange sejler tomme tilbage, og at de sejler tomme i anden sammenhæng.

Som det fremgår af ovenstående er opgørelsen af udvekslinger fra skibstransport forbundet med relativt store usikkerheder. Derfor vil der blive foretaget følsomhedsanalyser, hvor betydningen heraf undersøges nærmere. Dette vil blive præsenteret i afsnit 8.4.

Transport med R98 renovationsbil til glas

Indholdet af glaskuberne indsamles med R98's glasbiler, og restaffald til forbrænding indsamles med R98's dagrenovationsbiler. Glasbilerne afleverer det indsamlede glas hos R98 i 25,5 m³ containere.

Emissionsdata pr. km bestemmes dels ud fra specifikke data fra R98 om km pr. liter diesel, og dels ud fra emissionsdata for afbrænding af 1 kg diesel i en 4-taktsmotor, der overholder EU2-normen. Diesel har en massefylde på 0,84 kg/liter.

Tilsvarende lastbil- og skibstransport anvendes der emissionsdata fra UMIP (2000): '*Dieselolie forbrændt i dieselmotor, EU2*'. Da dataene fra UMIP ikke inkluderer fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af lastbiler og veje, tilføjes dette til datasættet. Hertil anvendes data fra Ecoinvent (2003): '*Transport, municipal waste collection, lorry 21t*'. Årsagen til at emissioner fra kørsel med renovationsbil fra datasættet fra Ecoinvent ikke anvendes er, at det er baseret på forhold i Schweiz. Indsamlingen i Schweiz varierer fra indsamling med R98's biler både hvad angår lastkapacitet og km pr. liter. De anvendte data er ikke dokumenteret nærmere her, da de findes som databasedata i SimaPro.

Ifølge R98 (2005) bruger deres renovationsbiler til glas 0,53 liter diesel pr. km. Da diesel har en massefylde på 0,84 kg/liter, svarer de 0,53 liter diesel pr. km til 0,44 kg diesel pr. km.

De anvendte data for emissioner fra transport med renovationsbil er vist i tabel 5.7.

1 km transport med renovationsbil til glas			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
Forbrænding af diesel	0,44 kg	(R98, 2005)	Dieselolie forbrændt i dieselmotor, EU2 (UMIP, 2000)
Fremstilling, vedligeholdelse og bortskaffelse af renovationsbil og veje	4,1 tkm	Emissionsdataene i databasen var oprindeligt inklusiv kørsel med renovationsbil. Men da der anvendes data fra UMIP (2000) hertil, er brændstofforbrug og emissioner slettet fra datasættet. Da datasættet er opgivet pr. tkm ved gns. transport af 4,1 tons, skal der anvendes 4,1 tkm for at få data for 1 km.	Transport, municipal waste collection, lorry 21t (Ecoinvent, 2003)

Tabel 5.7: Kortlægning af udvekslinger for 1 km transport med renovationsbil til glas.

Transport med R98 renovationsbil til blandet restaffald

Ifølge R98 (2005) bruger deres dagrenovationsbiler til restaffald 0,64 liter diesel pr. km. Da diesel har en massefylde på 0,84 kg/liter, svarer de 0,64 liter diesel pr. km til 0,54 kg diesel pr. km.

De anvendte data for emissioner fra transport med renovationsbil er vist i tabel 5.8.

1 km transport med dagrenovationsbil til restaffald			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
Forbrænding af diesel	0,54 kg	(R98, 2005)	Dieselolie forbrændt i dieselmotor, EU2 (UMIP, 2000)
Fremstilling, vedligeholdelse og bortskaffelse af renovationsbil og veje	4,1 tkm	Emissionsdataene i databasen var oprindelig inklusiv kørsel med renovationsbil. Men da der anvendes data fra UMIP (2000) hertil, er brændstofforbrug og emissioner slettet fra datasættet. Da datasættet er opgivet pr. tkm ved gns. transport af 4,1 tons, skal der anvendes 4,1 tkm for at få data for 1 km.	Transport, municipal waste collection, lorry 21t (Ecoinvent, 2003)

Tabel 5.8: Kortlægning af udvekslinger for 1 km transport med dagrenovationsbil til restaffald.

Transport med R98 papirbil

I scenarium 1, hvor der regnes med en henteordning hos borgerne for plast og metal, anvendes for etageejendomme en bil tilsvarende de biler, R98 anvender i forbindelse med indsamling af papir. Ifølge R98 (2005) bruger bilerne til indsamling af papir 0,56 liter diesel pr. km. Da diesel har en massefylde på 0,84 kg/liter, svarer de 0,56 liter diesel pr. km til 0,47 kg diesel pr. km.

De anvendte data for emissioner fra transport med renovationsbil til papir er vist i tabel 5.9.

1 km transport med renovationsbil til papir			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
Forbrænding af diesel	0,47 kg	(R98, 2005)	Dieselolie forbrændt i dieselmotor, EU2 (UMIP, 2000)
Fremstilling, vedligeholdelse og bortskaffelse af renovationsbil og veje	4,1 tkm	Emissionsdataene i databasen var oprindelig inklusiv kørsel med renovationsbil. Men da der anvendes data fra UMIP (2000) hertil, er brændstofforbrug og emissioner slettet fra datasættet. Da datasættet er opgivet pr. tkm ved gns. transport af 4,1 tons, skal der anvendes 4,1 tkm for at få data for 1 km.	Transport, municipal waste collection, lorry 21t (Ecoinvent, 2003)

Tabel 5.9: Kortlægning af udvekslinger for 1 km transport med renovationsbil til papir.

Transport med R98 elskrotbil

I scenarium 1, hvor der regnes med en henteordning hos borgerne for plast og metal, anvendes for villaområder samme bil som på nuværende tidspunkt indsamler elskrot i forbindelse med storskraldordningen. Ifølge R98 (2005) bruger elskrotbilerne 0,34 liter diesel pr. km. Da diesel har en massefylde på 0,84 kg/liter, svarer de 0,34 liter diesel pr. km til 0,28 kg diesel pr. km.

De anvendte data for emissioner fra transport med elskrotbilen er vist i tabel 5.10.

1 km transport med renovationsbil til elskrot			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
Forbrænding af diesel	0,28 kg	(R98, 2005)	Dieselolie forbrændt i dieselmotor, EU2 (UMIP, 2000)
Fremstilling, vedligeholdelse og bortskaffelse af renovationsbil og veje	4,1 tkm	Emissionsdataene i databasen var oprindelig inklusiv kørsel med renovationsbil. Men da der anvendes data fra UMIP (2000) hertil, er brændstofforbrug og emissioner slettet fra datasættet. Da datasættet er opgivet pr. tkm ved gns. transport af 4,1 tons, skal der anvendes 4,1 tkm for at få data for 1 km.	Transport, municipal waste collection, lorry 21t (Ecoinvent, 2003)

Tabel 5.10: Kortlægning af udvekslinger for 1 km transport med elskrotbil.

Transport af glascontainere med Renoflex biler

Efter at indholdet fra kuberne er kørt til R98, bliver det afhentet af Renoflex' biler, som kører det til sortering ved Kroghs Flaskegenbrug ved Skævinge. Renoflex' biler transporterer to stk. 25,5 m³ glascontainere pr. kørt tur fra R98 til Skævinge.

Ifølge R98 (2005) bruger Renoflex' biler til transport af to glascontainere 0,57 liter diesel pr. km. Da diesel har en massefylde på 0,84 kg/liter, svarer de 0,57 liter diesel pr. km til 0,48 kg diesel pr. km.

De anvendte data for emissioner fra transport af glascontainere med Renoflex' biler er vist i tabel 5.11.

1 km transport af glascontainere med Renoflex' biler			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
Forbrænding af diesel	0,48 kg	(R98, 2005)	Dieselolie forbrændt i dieselmotor, EU2 (UMIP, 2000)
Fremstilling, vedligeholdelse og bortskaffelse af renovationsbil og veje	4,1 tkm	Emissionsdataene i databasen var oprindelig inklusiv kørsel med renovationsbil. Men da der anvendes data fra UMIP (2000) hertil, er brændstofforbrug og emissioner slettet fra datasættet. Da datasættet er opgivet pr. tkm ved gns. transport af 4,1 tons, skal der anvendes 4,1 tkm for at få data for 1 km.	Transport, municipal waste collection, lorry 21t (Ecoinvent, 2003)

Tabel 5.11: Kortlægning af udvekslinger for 1 km transport af glascontainere med Renoflex' biler.

Transport med lastbil til affaldscontainere/flasker

Flere steder i undersøgelsen transporteres der containere med affald og flasker. Det drejer sig om den mængde genbrugeligt glas, der indsamles via parallelle ordninger til kubeordningen (viceværtordning, detailhandel og anden indsamling), som ifølge Miljøkontrollen (2005) indsamles af Kroghs Flaskegenbrug. Desuden transporteres der containere fra genbrugsstationerne i scenarium 2 til sortering i Glostrup.

Det har ikke været muligt at få data for nogen af disse biler. Da bilerne minder i størrelse, lastkapacitet og type om R98's glasbiler, vælges det at anvende samme data som for R98's biler, dog med korrektion af brændstofforbrug. Kørslen består dels af kørsel fra Skævinge til København og tilbage (ca. 40 km hver vej) og dels kørsel ved indsamling. Da der køres en længere strækning end ved indsamling med R98's glasbiler, vil brændstofforbruget pr. km højst sandsynlig være lidt mindre end de 0,44 kg/km, som R98's glasbiler bruger. Derfor antages et brændstofforbrug på 0,40 kg/km ved indsamling med Kroghs Flaskegenbrug biler. De anvendte data for emissioner fra transport med renovationsbil er vist i tabel 5.12.

1 km transport med biler til affaldscontainere m.m.			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
Forbrænding af diesel	0,40 kg	Antagelser beskrevet ovenfor	Dieselolie forbrændt i dieselmotor, EU2 (UMIP, 2000)
Fremstilling, vedligeholdelse og bortskaffelse af renovationsbil og veje	4,1 tkm	Emissionsdataene i databasen var oprindelig inklusiv kørsel med renovationsbil. Men da der anvendes data fra UMIP (2000) hertil, er brændstofforbrug og emissioner slettet fra datasættet. Da datasættet er opgivet pr. tkm ved gns. transport af 4,1 tons, skal der anvendes 4,1 tkm for at få data for 1 km.	Transport, municipal waste collection, lorry 21t (Ecoinvent, 2003)

Tabel 5.12: Kortlægning af udvekslinger for 1 km transport med biler til affaldscontainere m.m..

Transport med personbil

I et af scenarierne indsamles affaldet med en bringeordning, hvor affaldet skal bringes til genbrugsstation. En del af denne transport foregår med personbil. Der er ligesom ved lastbiltransport anvendt data for kørsel med personbil fra UMIP (2000): *Prs.bil b 1,4-2l EU2, pkm kort bl. Lokal*. Dette datasæt er opgjørt i personkm for kørsel med 1 person. Derfor svarer 1 pkm i dette tilfælde til 1 km. Data fra UMIP inkluderer imidlertid ikke fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af lastbiler og veje. Derfor tilføjes dette fra et datasæt fra Ecoinvent til UMIP-dataene. Det anvendte Ecoinvent datasæt er: *Transport, passenger car/RER U*.

Opsamling

I tabel 5.13 er de forskellige transportmidler anvendt i undersøgelsen vist.

Transportmiddel	Udvekslinger er opgjort pr.	Anvendte LCI-data
Lastbil, blandet kørsel	kgkm	Emissioner fra drift er fra UMIP (2000). Emissioner fra fremstilling, vedligehold og bortskaffelse er fra Ecoinvent (2003)
Lastbil, motorvej	kgkm	
Skib, 2000 tons, intra EU	kgkm	
Skib, 150.000 tons, oceangående	kgkm	
R98, renovationsbil, glas	km	Brændstofforbrug pr. km er fra R98 (2005). Emissioner fra drift er fra UMIP (2000). Emissioner fra fremstilling, vedligehold og bortskaffelse er fra Ecoinvent (2003)
R98, renovationsbil, restaffald	km	
R98, renovationsbil, papir	km	
R98, elskrotbil	km	
Renoflex affaldstransport	km	
Biler til affaldscontainere m.m.	km	
Personbil	km	Emissioner fra drift er fra UMIP (2000). Emissioner fra fremstilling, vedligehold og bortskaffelse er fra Ecoinvent (2003)

Tabel 5.13: Oversigt over de transportmidler, der indgår i undersøgelsen.

5.3 Indsamling

I dette afsnit beskrives transport i forbindelse med tømning af kuberne og indsamling af restaffald til forbrænding. Desuden medtages transport fra sorteringen til oparbejdningsstedet i dette trin i affaldets livscyklus. Ud over transport er der også fremstilling og bortskaffelse af glaskuber samt vask af biler i dette trin.

Baggrund for transportafstande ved indsamling

Alle opgørelser for transport af glas, plast og metal med glasbilerne er opgjort pr. m³ indsamlet affald. Dette skyldes, at det er volumen af affaldet, der afgør, hvornår glasbilerne er fulde. Opgørelser for transport af restaffald med dagrenovation er derimod opgjort pr. kg indsamlet affald. Årsagen hertil er, at det er vægten af det indsamlede restaffald med dagrenovationsbilerne, der afgør, hvornår bilen er fuld.

Transport med glasbil foregår med udgangspunkt fra R98. I referencesituationen køres det indsamlede glas efter indsamling fra R98 til manuel sortering på Kroghs Flaskegenbrug i Skævinge. Denne del af indsamlingen er identisk i forsøgsordningen.

I figur 5.3 er placeringen af R98 og Kroghs Flaskegenbrug vist.



Figur 5.3: Vigtige destinationer i forbindelse med fastsættelse af transportafstande ved indsamling. (Krak, 2005)

Baggrund for transportafstande fra sortering til oparbejdningsstedet

Genbrug af hele flasker: Sorterede og pakkede vinflasker sendes fra sorteringen til skylning og genpåfyldning både i Danmark og i udlandet. Eksport af flasker sker primært til Sydeuropa, med hovedvægt på Frankrig (Damgaard, 2005). I 2002 fordelte antallet af flasker til genbrug sig på 42,5% i Danmark og 57,5% i udlandet (Kaysen, 2004). Markedet for genbrugsflasker i Danmark er imidlertid mættet (Damgaard, 2005). Dette betyder, at ændringer i mængden af indsamlede flasker vil påvirke eksporten og ikke genbrug i Danmark. Andelen af de eksporterede flasker, der skylles i udlandet har siden 1994 været kraftigt stigende, og i 2002 var andelen 75% (Kaysen, 2004). Derfor antages det, at alle eksporterede flasker til genbrug bliver skyllet samme sted, som tapningen finder sted. Transporten af flasker fra sorteringsanlægget til genpåfyldning sker med lastbil (Damgaard, 2005). Det antages, at flaskerne transporteres til Sydfrankrig (afstand til Marseille).

Genanvendelse af glasskår: De frasorterede glasskår vil fra sorteringen sejles til oparbejdning på den Iberiske Halvø (Damgaard, 2005). Årsagen til at det sendes til Spanien og Portugal er, at markedet for farvede skår er mættet i flere nordeuropæiske lande.

Genanvendelse af PET og PE-HD: Det sorterede plast afsættes til en aftager i Hamburg (Damgaard, 2005). Herfra sendes det til oparbejdning i Tyskland og Fjernøsten (Damgaard, 2005). Da det ikke er muligt at få oplyst, hvor meget der sendes til henholdsvis Tyskland og Fjernøsten antages det, at halvdelen oparbejdes i Tyskland og den anden halvdel i Kina.

Genanvendelse af ståldåser: De indsamlede ståldåser presses til baller og transporteres fra sorteringsanlægget til oparbejdning i Tyskland (Damgaard, 2005). Transportafstanden er fastsat ud fra afstanden fra sorteringsanlægget til Kassel, som ligger ca. midt i Tyskland.

Genanvendelse af aluminiumdåser: Ifølge Damgaard (2005) sendes aluminium til oparbejdning hos Stena Aluminium i Kolding, når det oparbejdes i Danmark og typisk til Tyskland, når det oparbejdes i udlandet. Ved bestemmelse af transportafstande antages det, at oparbejdning af aluminium i udlandet foregår midt i Tyskland, som er antaget at være Kassel.

Det er i forbindelse med transport af affaldsfraktionerne fra sortering til oparbejdning antaget, at lastbilerne ikke kører tomme tilbage. Reelt vil der være tilfælde, hvor lastbilerne kører tomme tilbage, men dette er der taget højde for i og med, at der regnes med en udnyttelsesgrad på lastbilerne på 70%, se tabel 5.5.

Transport ved indsamling i referencesituation

Affald fra glaskuberne indsamles af R98's renovationsbiler. Først kører renovationsbilerne fra R98 til distriktet, hvorefter der køres i området. Når bilen er fuld, eller når kuberne i distriktet er tømt, køres der tilbage til R98. Ifølge R98 (2005) køres der i forbindelse med denne indsamling 9,83 km pr. indsamlet tons glas. Da løst glas har en gennemsnitlig densitet på 0,25 kg/liter, svarer dette til, at der køres 2,46 km pr. indsamlet m³ med glasbil.

Med den eksisterende ordning (referencesituationen) afhentes og transporteres det indsamlede glas fra R98 af Renoflex' biler. Renoflex' biler fragter to fyldte containere (fra R98's biler) til Kroghs Flaskegenbrug i Skævinge, hvor det sorteres. Afstanden fra R98 til Kroghs Flaskegenbrug er 45 km. Renoflex' biler lastes med 14 tons pr. læs. Bilen kører med glasskår til genanvendelse tilbage, så denne transport skal ikke tilskrives indsamlingen. Det vil sige, der køres 3,21 km pr. transporteret tons affald med Renoflex' biler. Dette kan ved hjælp af densiteten for glas omregnes til 0,803 km pr. m³.

En del af flaskerne indsamles med parallelle ordninger til kubeordningen. Det drejer sig om indsamling fra viceværtordning og detailhandel. Det er Kroghs Flaskegenbrug, der står for denne indsamling. Lastkapaciteten for Kroghs Flaskegenbrugs biler vurderes at være den samme som for R98's glasbiler, det vil sige 7 tons glas. Ved indsamling af et læs køres der fra Skævinge til København (ca. 40 km). Dernæst køres der i indsamlingsområdet (antaget 10 km), hvorefter bilen returnerer til Skævinge (ca. 40 km). Det vil sige, der køres omkring 90 km pr. 7 tons, hvilket svarer til 13 km/tons. Antagelserne i forbindelse med Kroghs Flaskegenbrugs indsamling er forbundet med nogen usikkerhed. Men da mængden af indsamlet glas fra denne indsamling er den samme i alle scenarier, vil antagelserne ikke have indflydelse på den individuelle forskel mellem scenarierne i livscyklusvurderingens resultater. Der bruges data for udvekslinger fra transport med Kroghs Flaskegenbrugs biler for bilen: Biler til affaldscontainere m.m., se afsnit 5.2.

Da en del af potentialet af glas samt drikkevareemballage af plast og metal ikke indsamles med glasordningerne, vil dette blive indsamlet med dagrenovationen i stedet. Ifølge R98 (2005) køres der i gennemsnit 5,11 km pr. indsamlet tons restaffald med dagrenovationen.

5 Kortlægning af livscyklus

På baggrund af ovenstående er transporten pr. indsamlet/transporteret tons af de forskellige fraktioner opgjort. Dette er vist i tabel 5.14.

Indsamling: Referencesituation					
Affaldsfraktion	Densitet (løst liggende affald)	Transportafstand pr. tons affald			
		R98, glasbil	Renoflex	R98, dag-renovation	Biler til affaldscontainere m.m.
Emballager af glas	0,25 tons/m ³	9,83 km/tons	3,21 km/tons	5,11 km/tons	13 km/tons
Drikkevareemballager af plast	0,030 tons/m ³	-	-	5,11 km/tons	-
Drikkevareemballager af metal	0,026 tons/m ³	-	-	5,11 km/tons	-

Tabel 5.14: Transport pr. tons indsamlet affald med de forskellige transportmidler i referencesituationen. Densiteter er opgivet af R98 (2005).

Transport fra sortering til oparbejdningsstedet i referencesituationen

I tabel 5.15 er transporten fra sorteringen til oparbejdningsstedet opgjort.

Referencesituation: Transport af de udsorterede fraktioner fra sortering til oparbejdning				
Flasker til genbrug	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Skævinge – Marseille	1 kg	148 km	148 kgkm
Lastbil, motorvej	Skævinge - Marseille	1 kg	1.770 km	1.770 kgkm
Skår til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Renoflex affaldstransport	Skævinge – Københavns Havn	7.000 kg	45 km	6,4 m
Skib, 2000 tons, intra EU	Københavns Havn – Lissabon Havn	1 kg	3.032 km	3.032 kgkm
Lastbil, blandet kørsel	Lissabon Havn – Glasværk*	1 kg	100 km	100 kgkm
PET til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Ingen genanvendelse af PET i referencesituationen				
PE-HD til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Ingen genanvendelse af PE-HD i referencesituationen				
Ståldåser til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Ingen genanvendelse af ståldåser i referencesituationen				
Aludåser til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Ingen genanvendelse af aluminiumdåser i referencesituationen				

Tabel 5.15: Opgørelse af transportafstande fra sortering til oparbejdning i referencesituationen. Transport er opgjort pr. kg transporteret affald. Destinationer markeret med * er ukendte, og afstanden til disse er derfor baseret på skøn.

Afstanden på 6,4 m pr. kg glasskår med Renoflex affaldstransport svarer til, at der køres 45 km med et læs på 7,0 tons.

Transport ved indsamling i forsøgsordningen

Affald fra glaskuberne indsamles af R98's renovationsbiler. Først kører renovationsbilerne fra R98 til distriktet, hvorefter der køres i området. Når bilen er fuld, eller når kuberne i distriktet er tømt, køres der tilbage til R98. Hefter afhentes og transporteres det indsamlede glas fra R98 af Renoflex' biler. Renoflex' biler fragter to fyldte containere fra R98's biler til Kroghs Flaskegenbrug i Skævinge, hvor det sorteres. Transport med R98's glasbiler og Renoflex' containertransporter i forsøgsordningen er identisk med referencesituationen, det vil sige, der køres 2,46 km/m³ med glasbil og 0,803 km/m³ med Renoflex' biler.

Flasker, der indsamles med andre ordninger end kubeordningen, indsamles af Kroghs Flaskegenbrug, se beskrivelse under referencesituationen.

Den del af potentialet, der ikke indsamles til genanvendelse, går med restaffaldet til forbrænding, som indsamles via dagrenovationsordningen, se beskrivelse under referencesituationen.

Transport pr. indsamlet tons affald er vist i tabel 5.16. Transportafstande er beregnet ved hjælp af km/m^3 og de angivne densiteter.

Indsamling: Forsøgsordningen					
Affaldsfraktion	Densitet (løst liggende affald)	Transportafstand pr. tons affald			
		R98, glasbil	Renoflex	R98, dagrenovation	Biler til affaldscontainere m.m.
Emballager af glas	0,25 tons/ m^3	9,83 km/tons	3,21 km/tons	5,11 km/tons	13 km/tons
Drikkevareemballager af plast	0,030 tons/ m^3	81,9 km/tons	26,8 km/tons	5,11 km/tons	-
Drikkevareemballager af metal	0,026 tons/ m^3	94,5 km/tons	30,9 km/tons	5,11 km/tons	-

Tabel 5.16: Transport pr. tons indsamlet affald med de forskellige transportmidler i forsøgsordningen.

Transport fra sortering til oparbejdningsstedet i forsøgsordningen

I tabel 5.17 er transporten fra sorteringen til oparbejdningsstedet opgjort.

Forsøgsordningen: Transport af de udsorterede fraktioner fra sortering til oparbejdning				
Flasker til genbrug	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Identisk med referencesituationen				
Skår til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Identisk med referencesituationen				
PET til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Skævinge – Hamburg	1 kg	83 km	83 kgkm
Lastbil, motorvej	Skævinge – Hamburg	1 kg	393 km	393 kgkm
Lastbil, motorvej	Hamburg – Genanvendelse i Tyskland*	0,5 kg	400 km	200 kgkm
Skib, 150.000 tons, ocean-gående	Hamburg Havn – Shanghai Havn	0,5 kg	19.950 km	9.975 kgkm
Lastbil, blandet kørsel	Shanghai Havn – Genanvendelse i Kina*	0,5 kg	400 km	200 kgkm
PE-HD til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Identisk med PET				
Ståldåser til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Skævinge – Kassel	1 kg	81 km	81 kgkm
Lastbil, motorvej	Skævinge – Kassel	1 kg	703 km	703 kgkm
Aludåser til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Skævinge – Kolding	1 kg	63 km	63 kgkm
Lastbil, motorvej	Skævinge – Kolding	1 kg	168 km	168 kgkm

Tabel 5.17: Opgørelse af transportafstande fra sortering til oparbejdning i forsøgsordningen. Transport er opgjørt pr. kg transporteret affald. Destinationer markeret med * er ukendte, og afstanden til disse er derfor baseret på skøn.

Afstanden på 6,4 m pr. kg glasskår med Renoflex affaldstransport svarer til, at der køres 45 km med et læs på 7,0 tons.

Transport ved indsamling i scenarium 1: Henteordning

Ved en henteordning vil den eksisterende indsamling af glas via kuberne som i referencesituationen blive bibeholdt. Plast og metal vil blive afhentet hos borgerne i opstillede beholdere i baggårdene; én til plast og én til metal. Villaområder henvises til at aflevere deres drikkevareemballage af plast og metal i forbindelse med indsamling af elskrot. Beholderne i baggårdene vil blive tømt af lignende biler, som tømmer de nuværende beholdere til papir. Da omkring 92% af borgerne i Københavns Kommune bor i etagebyggeri, antages det, at 92% af den indsamlede plast og metal vil foregå med den særskilte indsamling. De resterende 8% antages at blive indsamlet med de eksisterende biler til elskrot, som udstyres med to ekstra beholdere til henholdsvis plast og metal.

Med det højere serviceniveau, der ligger i en henteordning, forventes det, at der med en henteordning kan indsamles omkring tre gange så store mængder ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal end med forsøgsordningen. Det vil sige, at der forventes at blive indsamlet i alt 77,4 tons plast og 44,4 tons metal.

Ifølge R98 skal der køres i alt 32.922 km med renovationsbil (samme type som til papir) for at indsamle hos etageejendomme, som udgør 92% af mængderne af plast og metal, i alt 71,2 tons plast og 40,8 tons metal. De resterende 6,2 tons plast og 3,6 tons metal fra villaområder indsamles med elskrotbilerne, som

ifølge R98 (2005) skal køre 1.322 km ekstra for at kunne medtage det ekstra plast og metal. Ved fastsættelse af ovenstående transportafstande er der regnet med, at det indsamlede plast og metal læsses af hos HC Svendsen i Glostrup, som har et anlæg til opbalning af fraktionerne. Transport af flasker og skår fra kuberne til sortering er uændret i forhold til referencesituationen.

Transport fra sortering til oparbejdningsstedet i scenarium 1: Henteordning

I tabel 5.18 er transporten fra sorteringen til oparbejdningsstedet opgjort.

Scenarium 1: Transport af de udsorterede fraktioner fra sortering til oparbejdning				
Flasker til genbrug	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Identisk med referencesituationen				
Skår til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Identisk med referencesituationen				
PET til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Glostrup – Hamburg	1 kg	28 km	28 kgkm
Lastbil, motorvej	Glostrup – Hamburg	1 kg	438 km	438 kgkm
Lastbil, motorvej	Hamburg – Genanvendelse i Tyskland*	0,5 kg	400 km	200 kgkm
Skib, 150.000 tons, ocean-gående	Hamburg Havn – Shanghai Havn	0,5 kg	19.950 km	9.975 kgkm
Lastbil, blandet kørsel	Shanghai Havn – Genanvendelse i Kina*	0,5 kg	400 km	200 kgkm
PE-HD til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Identisk med PET				
Ståldåser til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Glostrup – Kassel	1 kg	11 km	11 kgkm
Lastbil, motorvej	Glostrup – Kassel	1 kg	755 km	755 kgkm
Aludåser til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Glostrup – Kolding	1 kg	4 km	4 kgkm
Lastbil, motorvej	Glostrup – Kolding	1 kg	219 km	219 kgkm

Tabel 5.18: Opgørelse af transportafstande fra sortering til oparbejdning i scenarium 1. Transport er opgjort pr. kg transporteret affald. Destinationer markeret med * er ukendte, og afstanden til disse er derfor baseret på skøn.

Transport ved indsamling i scenarium 2: Bringeordning

I scenarium 2 regnes der på en bringeordning, hvor borgerne henvises til at aflevere deres ikke-pantbelagte drikkevareemballager af plast og metal på genbrugsstationer. Det antages, at der med en bringeordning kan indsamles omkring henholdsvis 20% fra etageejendomme og 50% fra villaområder af mængderne af plast og metal som der indsamles med forsøgsordningen. Det vil sige, at der forventes at blive indsamlet i alt 5,7 tons plast og 3,3 tons metal.

Transporten fra borger til genbrugsstation antages at foregå med personbil. Det antages, at der gennemsnitligt køres 20 kg affald på genbrugsstation, og at der i gennemsnit er 10 km fra borger til genbrugsstation tur/retur. Herved køres der 500 km pr. tons affald, der bringes til en genbrugsstation.

Den indsamlede plast og metal transporteres fra de seks genbrugsstationer¹⁹ i Københavns Kommune til opbalning i Glostrup. Ifølge R98 (2005) vil transporten af de 5,7 tons plast medføre, at der skal køres 663 km, og transporten af de 3,3 tons metal vil være 70 km. Ved fastsættelse af ovenstående transportafstande er der regnet med, at det indsamlede plast læsses af hos HC Svendsen i Glostrup, som har et anlæg til opbalning, og metalfraktionen afsættes med det øvrige metal til en aftager i Fiskerihavnsgade (Uniscrap). Transport af flasker og skår fra kuberne til sortering er uændret i forhold til referencesituationen.

Transport fra sortering til oparbejdningsstedet i scenarium 2: Bringeordning

Dette er identisk med scenarium 1.

Transport ved indsamling i scenarium 3: Bringeordning

I scenarium 3 regnes der på en bringeordning, hvor borgerne afleverer deres drikkevareemballager af plast og metal i særskilte kuber til plast og metal, som er opstillet sammen med de eksisterende glaskuber.

Den indsamlede plast og metal transporteres med kranbiler (samme biler som indsamler glas) fra standpladserne til opbalning i Glostrup. Ifølge R98 (2005) vil transporten af de i alt 19,4 tons plast og 11,1 tons metal medføre, at der skal køres 2.515 km. Ved fastsættelse af ovenstående transportafstande er der regnet med, at det indsamlede plast og metal læsses af hos HC Svendsen i Glostrup, som har et anlæg til opbalning af fraktionerne. Transport af flasker og skår fra kuberne til sortering er uændret i forhold til referencesituationen.

Transport fra sortering til oparbejdningsstedet i scenarium 3: Bringeordning

Dette er identisk med scenarium 1.

Glaskuber

Ifølge R98 (2005) er glaskuberne fortrinsvis fremstillet af PE-plast²⁰ og de har en gennemsnitlig levetid på 8 år. I år 2004 havde R98 514 stk. 2,2 m³ kuber og 345 stk. 900 liters containere i København. Da der kun haves data for 2,2 m³ kuber, antages det at de 345 stk. 900 liters containere svarer til 141 stk. 2,2 m³ kuber. Det vil sige, at der er i referencesituationen er, hvad der svarer til 655 stk. 2,2 m³ kuber. Da kuberne har en levetid på 8 år, svarer det til, at der i referencesituationen fremstilles og bortskaffes 82 kuber.

I forsøgsordningen vil den ekstra mængde affald reelt medføre, at både tømningfrekvensen sættes op og at antallet af kuber øges nogle steder. Det er imidlertid uvist, hvor mange ekstra kuber, der er behov for. Derfor antages antallet af kuber i forsøgsordningen at være det samme som i referencesituationen.

En 2,2 m³ kube vejer omkring 120 kg (Nejrup og Wesnæs, 2000). Det vil sige, der anvendes og bortskaffes 120 kg PE-plast for hver forbrugt kube. Ved bortskaffelse, sendes kuberne til forbrænding. Stål til løfteanordning m.m. i kuber er ikke medregnet.

Udvekslingerne forbundet med fremstilling og bortskaffelse af en kube er vist i tabel 5.19.

¹⁹ De seks genbrugsstationer dækker over tre genbrugsstationer, én nærgenbrugsstation og to kvartermiljøstationer.

²⁰ Omkring 5% af kuberne er fremstillet af glasfiber. Disse kuber er under udfasning.

Udvekslinger for fremstilling og bortskaffelse af 2,2 m ³ glaskube			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
PE-HD plast	120 kg	Nejrup og Wesnæs (2000)	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant (Ecoinvent, 2003)
Produkt- og affaldsoutput	Mængde	Kilde	Database/produkt
Glaskube	1 stk.	-	Produkt
Kube til affaldsforbrænding	120 kg	-	Affaldsforbrænding af PE-HD, se afsnit 5.5

Tabel 5.19: Kortlægning af udvekslinger fra fremstilling og bortskaffelse af en 2,2 m³ glaskube.

Glaskuber og beholdere til plast og metal i scenarium 1: Henteordning

I scenarium 1 opstilles der i baggårdene beholdere til både plast og metal. Ifølge R98 (2005) skal der opstilles én beholder til plast og én beholder til metal pr. papirstandplads. Dette giver i alt 12.864 stk. 140 liter beholdere. Beholderne har en gennemsnitlig levetid på 8 år. Det vil sige, at der skal fremstilles og bortskaffes 1.608 stk. beholdere hvert år. En beholder er fremstillet af PE-HD og vejer 10,4 kg.

Antallet af glaskuber er i scenariet uændret i forhold til referencesituationen.

Udvekslingerne forbundet med fremstilling og bortskaffelse af en 140 liters beholder til plast eller metal er vist i tabel 5.20.

Udvekslinger for fremstilling og bortskaffelse af 140 liters beholder til plast eller metal			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
PE-HD plast	10,4 kg	R98 (2005)	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant (Ecoinvent, 2003)
Produkt- og affaldsoutput	Mængde	Kilde	Database/produkt
Beholder til plast eller metal	1 stk.		Produkt
Beholder til affaldsforbrænding	10,4 kg		Affaldsforbrænding af PE-HD, se afsnit 5.5

Tabel 5.20: Kortlægning af udvekslinger fra fremstilling og bortskaffelse af en 140 liters beholder til plast eller metal i scenarium 1.

Kuber i scenarium 2: Bringeordning

I scenarium 2, hvor borgerne bringer plast- og metalemballager til genbrugsstationer, skal der opstilles én kube til plast på hver af de seks genbrugsstationer i Københavns Kommune. Da kuberne har en gennemsnitlig levetid på 8 år, svarer dette til fremstilling og bortskaffelse af 0,75 ekstra kuber ud over de eksisterende 82. Metal indsamles i en 30 m³ container til metal, som er placeret på genbrugsstationen. Det forventes ikke at den årlige mængde metal på 3,4 tons vil have indflydelse på containerens levetid. Derfor er den ikke medtaget. Udvekslinger fra fremstilling og bortskaffelse af kuber er beskrevet i tabel 5.19.

Kuber i scenarium 3: Bringeordning

I scenarium 3 opstilles der særskilte kuber til plast og metal ved 75% af de eksisterende standpladser for glas. Der opstilles én kube til plast og én til metal. Da der er 514 standpladser opstilles der kuber til plast og metal ved 386 standpladser, det vil sige i alt 771 kuber. Kuberne antages at have samme levetid på de 8 år som glaskuberne. Det vil sige, at der årligt forbruges og bortskaffes 96 af de nye kuber.

Ifølge R98 (2005) er kuberne lavet af PE-HD plast og vejer 70 kg.

Udvekslingerne forbundet med fremstilling og bortskaffelse af de nye kuber til plast eller metal er vist i tabel 5.21.

Udvekslinger for fremstilling og bortskaffelse af kube til plast eller metal			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
PE-HD plast	70 kg	R98 (2005)	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant (Ecoinvent, 2003)
Produkt- og affaldsoutput	Mængde	Kilde	Database/produkt
Beholder til plast eller metal	1 stk.		Produkt
Beholder til affaldsforbrænding	70 kg		Affaldsforbrænding af PE-HD, se afsnit 5.5

Tabel 5.21: Kortlægning af udvekslinger fra fremstilling og bortskaffelse af en kube til plast eller metal i scenarium 3.

Vask af renovationsbiler

Vask af biler i forbindelse med indsamling og transport til sorteringsstedet er medtaget.

Ifølge R98 (2005) indsamler en renovationsbil til glas omkring 6,5 læs pr. uge. Glasbilerne vaskes omkring en gang hver anden uge. Det vil sige, de vaskes ca. 0,077 gange pr. læs. Containeren på en glasbil har et volumen på 22,5 m³, og den fyldes helt. Det vil sige, at glasbilerne vaskes ca. $3,4 \cdot 10^{-3}$ gange pr. indsamlet m³ indsamlet affald.

Det antages at Renoflex' og Kroghs Flaskegenbrugs biler vaskes i en tilsvarende vaskehal og med tilsvarende frekvens pr. m³ affald som R98's glasbiler.

Bilerne til dagrenovation indsamler omkring 25 læs pr. bil pr. uge. Bilerne vaskes en gang ugentligt. Det vil sige de vaskes ca. 0,04 gange pr. læs. Da der transporteres omkring 3,25 tons pr. læs, vaskes bilerne til dagrenovation ca. 0,012 gange pr. indsamlet tons affald.

Ved hjælp af densiteter for de forskellige fraktioner kan antal vask pr. kg affald beregnes. Dette er vist i tabel 5.22.

Antal vask af biler				
Affaldsfraktion	Densitet (løst liggende affald)	Antal vask pr. tons affald		
		R98, glasbil	R98, dagrenovationsbil	Renoflex og Kroghs Flaskegenbrugs biler
Drikkevareemballager af glas	0,25 tons/m ³	0,014 vask/tons	0,012 vask/tons	0,014 vask/tons
Drikkevareemballager af plast	0,030 tons/m ³	0,11 vask/tons	0,012 vask/tons	0,11 vask/tons
Drikkevareemballager af metal	0,026 tons/m ³	0,13 vask/tons	0,012 vask/tons	0,13 vask/tons

Tabel 5.22: Antal vask pr. tons indsamlet affald.

Vask af de biler i scenarium 1, 2 og 3, som ikke er vist i tabel 5.22 ovenfor, er ikke medtaget. Det drejer sig om vask af renovationsbil til papir, elskrotbil og personbiler.

Udvekslingerne forbundet med én vask er vist i tabel 5.23.

Udvekslinger pr. vask af renovationsbil			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
El	7,1 kWh	R98 (2005)	Elektricitet, DK, leveret til forbruger, baseret på Ecoinvent (2003), se afsnit 5.1
Vand	177 liter	R98 (2005)	Vandværksvand, Dansk (UMIP, 1996)
Sæbe	2,0 liter	R98 (2005)	Soap, at plant (Ecoinvent, 2003)
Polyklar	0,18 liter	R98 (2005)	Ingen data
Hydrogenperoxid	0,24 liter	R98 (2005)	Hydrogenperoxid (H ₂ O ₂) (UMIP, 1996)
Produkt- og affaldsoutput	Mængde	Kilde	Database/produkt
Vask af renovationsbil	1 stk.	R98 (2005)	Produkt
Spildevand	137 liter	R98 (2005)	Rensning af spildevand er ikke medtaget
Affald til forbrænding	32 liter	R98 (2005)	Da sammensætningen af affaldet er ukendt, er affaldsforbrænding ikke medtaget

Tabel 5.23: Kortlægning af udvekslinger fra vask af en renovationsbil på R98's vaskeanlæg.

5.4 Sortering af det indsamlede affald

Sortering af affaldet er ikke ens i de forskellige scenarier. I referencesituationen og forsøgsordningen sorteres det indsamlede glas manuelt på Kroghs Flaskegenbrug. Følsomhedsanalyserne med mekanisk sortering er beskrevet i afsnit 8.1.

I alle scenarier anvendes manuel sortering tilsvarende sorteringen i referencesituationen beskrevet nedenfor.

Referencesituation: Systemafgrænsning og udvekslinger for manuel sortering på Kroghs Flaskegenbrug

På Kroghs Flaskegenbrug aflæsses affaldet fra Renoflex' biler, og det transporteres på et transportbånd ind i sorteringshallen. Her sorteres affaldet manuelt i fraktionerne: Hele flasker til genbrug, skår til genanvendelse og restaffald til forbrænding/deponering. Ud fra samtale med Damgaard (2005) er elforbruget på Kroghs Flaskegenbrug vurderet til at udgøre ~0,014 kWh pr. kg sorteret glas. Dette tal er dog behæftet med nogen usikkerhed. Det har ikke været muligt at få oplyst data for andre udvekslinger på Kroghs end elforbruget.

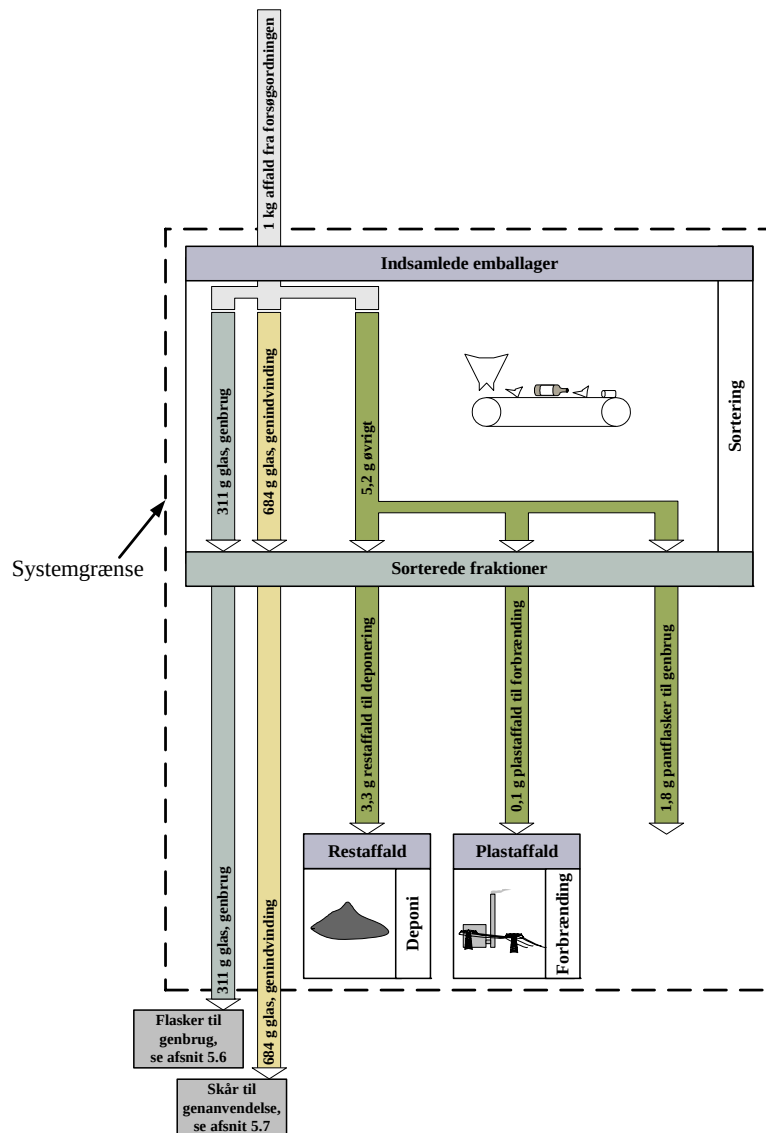
Flaskerne pakkes på paller, som efterfølgende lukkes med krympefolie. Ifølge Nejrup og Wesnæs (2000) anvendes der omkring 2 g PE plast pr. kg flasker til krympehætte ved pakning af flasker. Denne værdi anvendes ligeledes i nærværende undersøgelse. PE-plasten fra krympehætten antages bortskaffet ved affaldsforbrænding i udlandet. Skårene afsættes som bulkgoods. Øvrige utilsigtede affaldstyper, der indsamles med kuberne, omfatter:

- Restaffald (keramik, metallåg til syltetøjsglas m.m.) som sendes til deponering
- plastaffald (plastposer) som sendes til forbrænding
- pantflasker som afsættes til pantsystemet, hvor de genbruges. Der er ikke medregnet nogen udvekslinger i forbindelse med genbrug af pantflasker, da det forudsættes, at de alternativt ville være blevet afsat direkte af brugerne til pantsystemet.

Transport af *øvrige* affaldsfraktioner til deponering, forbrænding og genbrug er ikke medregnet.

Sorteringen omfatter kun sortering af affaldsfraktionerne indsamlet med kuberne. Det vil sige, at sortering af de 950 tons flasker, som indsamles med viceværtordningen og via detailhandel ikke er inkluderet. Det fremgår af resultaterne af livscyklusvurderingen i kapitel 6, at de potentielle miljøpåvirkninger fra sorteringen generelt er usignifikante. Desuden er mængden af flasker til genbrug indsamlet med viceværtordningen og detailhandel ens i alle scenarier. Derfor har udeladelsen af sorteringen af de 950 tons flasker ingen væsentlig betydning for resultater og konklusioner af livscyklusvurderingen.

Der haves kun data for mængder af de udsorterede fraktioner. Disse er vist i tabel 2.6. Det vil sige, der ikke er data for spild i forbindelse med sorteringen. Det drejer sig om genbrugelige flasker, der går itu samt genanvendeligt glas, der sendes til forbrænding/deponering. Derfor regnes inputtet som værende lig outputtet.



Figur 5.4: Systemafgrænsning for sortering for 1 kg indsamlet affald i referencesituationen på Kroghs Flaskegenbrug. Pilene angiver de vigtigste produkt- og affaldsstrømme.

5 Kortlægning af livscyklus

I tabel 5.24 er udvekslingerne fra sortering af 1 kg indsamlet glas i kuberne i referencesituationen vist.

Udvekslinger ved sortering af 1 kg affald på Kroghs Flaskegenbrug			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
El	0,014 kWh	Damgaard (2005)	Elektricitet, DK, leveret til forbruger, baseret på Ecoinvent (2003), se afsnit 5.1
Polyethylen (PE) til krympehætte/strækfilm	0,62 g	Nejrup og Wesnæs (2000). Svarer til 2 g pr. kg flasker	Polyethylen, LDPE, granulat, at plant (Ecoinvent, 2003)
Produkt- og affaldsoutput	Mængde	Kilde	Database/produkt
Glasflasker til genbrug	311 g	Tabel 2.6	Input til genbrugsproces beskrevet i afsnit 5.6
Glasskår til genanvendelse	684 g		Input til genanvendelsesproces beskrevet i afsnit 5.7
Restaffald til deponering	3,3 g		Disposal, glass, 0% water, to inert material landfill (Ecoinvent, 2003)
Plastaffald til forbrænding	0,1 g		Affaldsforbrænding, PE, se afsnit 5.5
Pantflasker til genbrug	1,8 g		Ikke medtaget
PE krympehætte, bortskaffelse ved forbrænding	0,62 g	Antaget bortskaffelse	Affaldsforbrænding, PE, se afsnit 5.5

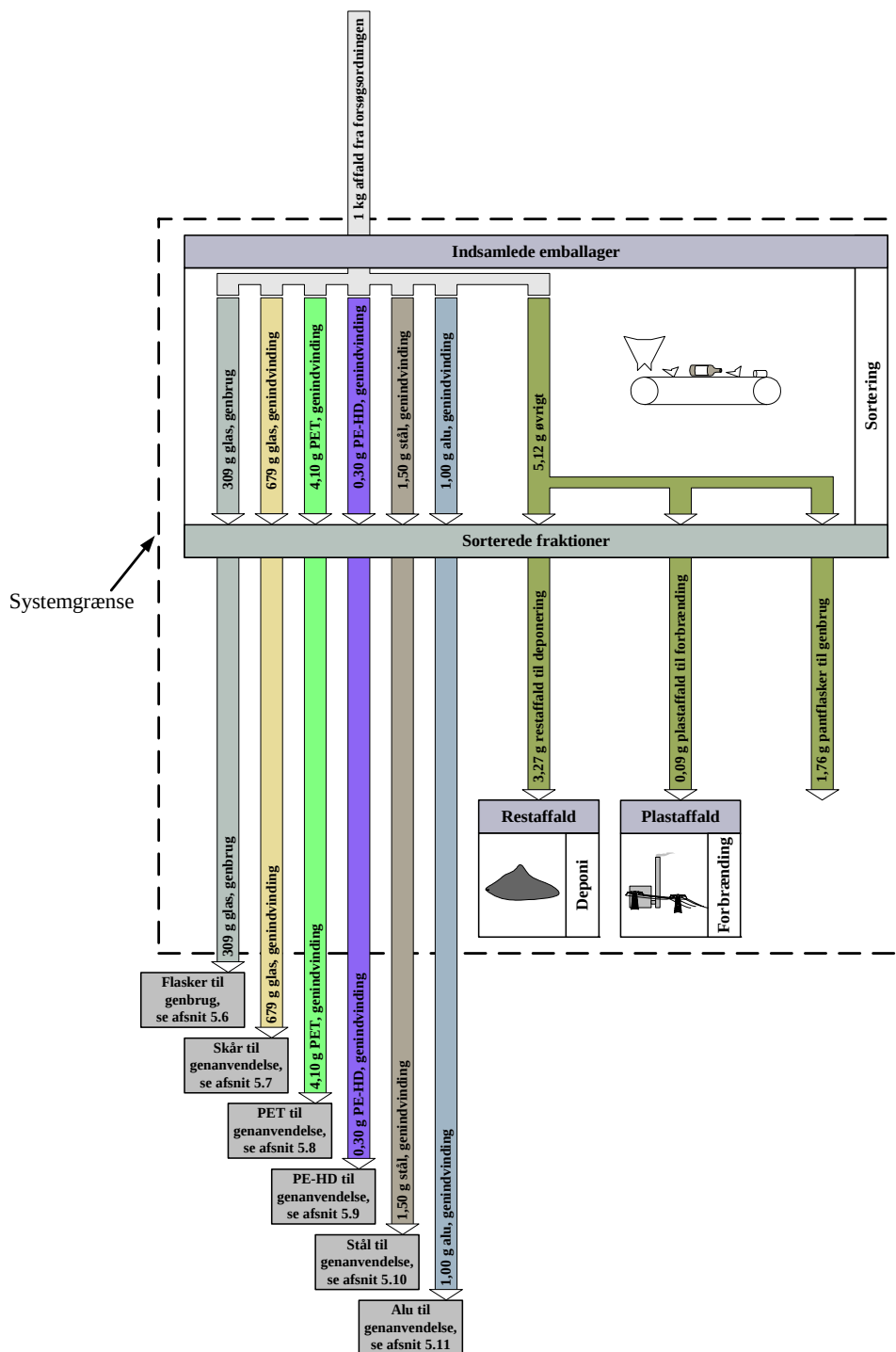
Tabel 5.24: Kortlægning af udvekslinger fra sortering på Kroghs Flaskegenbrug af 1 kg indsamlet affald i glaskuberne.

Forsøgsordningen: Systemafgrænsning og udvekslinger for manuel sortering på Kroghs Flaskegenbrug

I forsøgsordningen sorteres affaldsfraktionerne fra kuberne ligesom i referencesituationen på Kroghs Flaskegenbrug. Der er i følsomhedsanalyser foretaget vurderinger af mekanisk sortering. Dette er beskrevet nærmere i afsnit 8.1.

Der regnes med samme energiforbrug pr. kg sorteret affald, som i referencesituationen, det vil sige. ~0,014 kWh pr. kg. Ligesom i referencesituationen pakkes flaskerne på paller, som efterfølgende lukkes med krympefolie ligesom ved sorteringen på Kroghs Flaskegenbrug. Transport af *øvrige* affaldsfraktioner er ikke medregnet.

Systemafgrænsningen for sortering af affaldet i forsøgsordningen er vist i figur 5.5.



Figur 5.5: Systemafgrænsning for sortering for 1 kg indsamlet affald på Krogh Flaskegenbrug i forsøgsordningen. Pilene angiver de vigtigste produkt- og affaldsstrømme.

I tabel 5.25 er udvekslingerne fra sortering af 1 kg indsamlet glas, plast og metal i kuberne i forsøgsordningen vist.

Sortering af 1 kg affald på Kroghs Flaskegenbrug			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
El	0,014 kWh	Damgaard (2005)	Elektricitet, DK, leveret til forbruger, baseret på Ecoinvent (2003), se afsnit 5.1
Polyethylen (PE) til krympehætter/strækfilm	0,62 g	Nejrup og Wesnæs (2000). Svarer til 2 g pr. kg flasker	Polyethylene, LDPE, granulate, at plant (Ecoinvent, 2003)
Produkt- og affaldsoutput	Mængde	Kilde	Database/produkt
Glasflasker til genbrug	309 g	Se figur 5.5	Input til genbrugsproces beskrevet i afsnit 5.6
Glasskår til genanvendelse	679 g		Input til genanvendelsesproces beskrevet i afsnit 5.7
PET til genanvendelse	4,10 g		Input til genanvendelsesproces beskrevet i afsnit 5.8
PE-HD til genanvendelse	0,30 g		Input til genanvendelsesproces beskrevet i afsnit 5.9
Ståldåser til genanvendelse	1,50 g		Input til genanvendelsesproces beskrevet i afsnit 5.10
Aluminiumdåser til genanvendelse	1,00 g		Input til genanvendelsesproces beskrevet i afsnit 5.11
Restaffald til deponering	3,27 g		Disposal, glass, 0% water, to inert material landfill (Ecoinvent, 2003)
Plastaffald til forbrænding	0,09 g		Affaldsforbrænding, PE, se afsnit 5.5
Pantflasker til genbrug	1,8 g	Antaget bortskaffelse	Ikke medtaget
PE krympehætte, bortskaffelse ved forbrænding	0,62 g		Affaldsforbrænding, PE, se afsnit 5.5

Tabel 5.25: Kortlægning af udvekslinger fra manuel sortering i forsøgsordningen af 1 kg indsamlet affald i glaskurberne.

5.5 Affaldsforbrænding

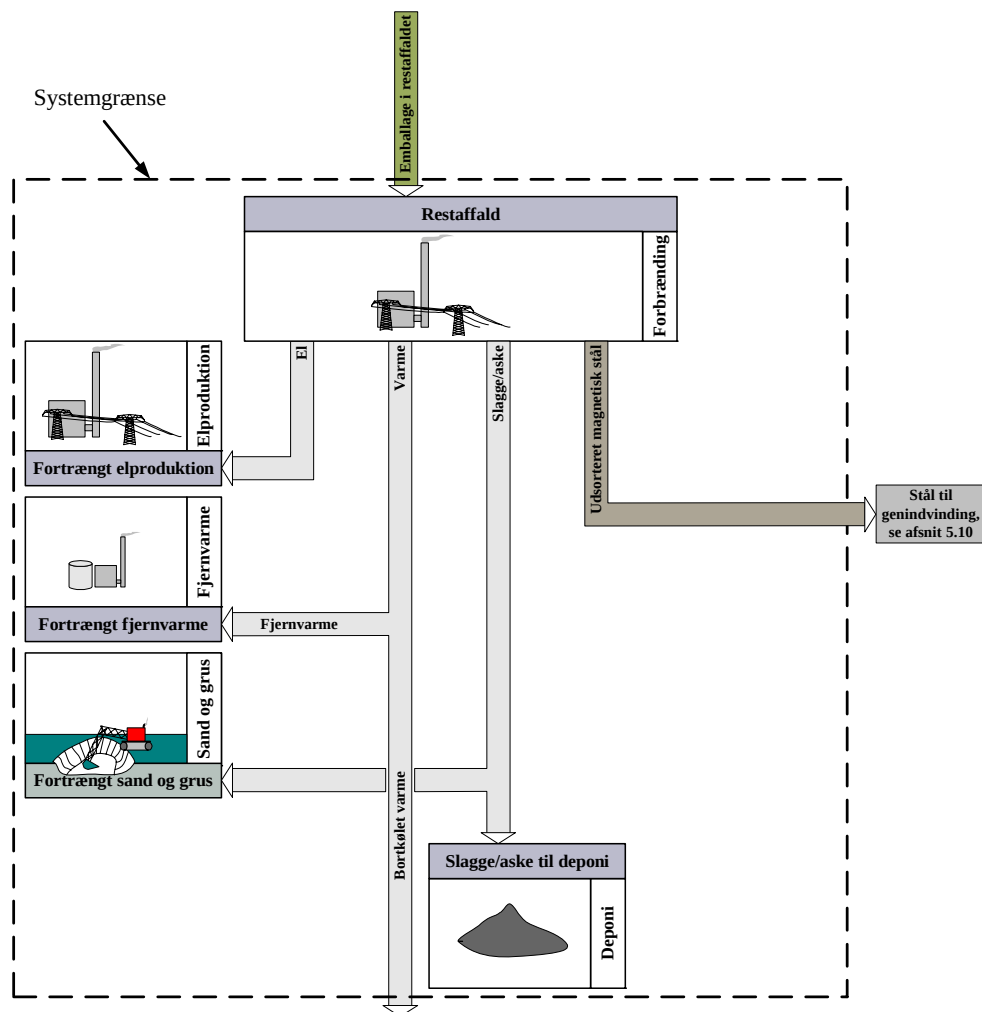
Det affald, der ender i restaffaldet i København, indsamles via dagrenovationsordningen og sendes til affaldsforbrænding på Amagerforbrænding og Vestforbrænding. Desuden sendes noget af det brændbare restaffald fra genanvendelsesprocesserne til affaldsforbrænding. Hvor og om dette sendes til forbrænding afhænger af, hvor affaldet genindvindes. Emissioner og energiproduktion fra affaldsforbrænding varierer alt efter, hvilken type affald der forbrændes (affaldsspecifikke emissioner), og i hvilket anlæg det finder sted (processpecifikke emissioner).

Systemafgrænsning for affaldsforbrænding

Affalds- og produktstrømmene fra affaldsforbrænding omfatter elproduktion til nettet, varme til fjernvarmenettet, bortkølet varme i perioder med overskudsvarme og affaldsprodukterne slagge (slagge og kedel- aske), røggasrensningsprodukter (flyveaske og slam) og spildevand. Den producerede el og varme fortrænger marginal el og varme (se afsnit 5.1). Ifølge Hansen et al. (2004) blev 87% af slaggen i Danmark genanvendt i 2001, mens det forventes at niveauet vil være omkring 85% i 2010. Det resterende vil blive deponeret. Det vælges at regne med, at de 85% bliver genanvendt. Genanvendt slagge anvendes som fyldmateriale i anlægsprojekter. Herved fortrænges sand og grus. Transport af slagge til genanvendelse er ikke medregnet, idet denne transport antages at svare til transporten fra grusgrav til anlægsprojekt. Røggasrensningsprodukter bliver deponeret efter en eventuel stabiliseringsproces (Hansen et al., 2004). Spildevand ledes efter rensning ud i havet eller åløb.

Transport af affald til forbrænding er medtaget under ”indsamling”, som er beskrevet i afsnit 5.3.

Data om virkningsgrader for el- og varmeproduktion fra forbrændingen er processpecifikke data. Data for emissioner, affald og produkter fra forbrændingsprocessen er både proces- og affaldsspecifikke. Da emissionsdata fordelt på affaldstype ikke er tilgængelig for specifikke anlæg fx Amagerforbrænding og Vestforbrænding, vil der benyttes generelle data herfor. Derfor kan der ikke tages højde for røggasrensningen på de specifikke anlæg. Desuden er størstedelen af de tilgængelige data ikke for ny installeret effekt, men derimod gennemsnit af typiske affaldsforbrændingsanlæg i forskellige lande i Europa. I det følgende er kortlægningen af udvekslinger for affaldsforbrænding opdelt på et afsnit om virkningsgrader, som er anlægsspecifikt, og et afsnit om udvekslinger, som ikke er relateret til specifikke anlæg. Data for virkningsgrader for de specifikke anlæg benyttes i sidstnævnte afsnit til bestemmelse af el- og varmeproduktionen. I nedenstående figur 5.6 er systemafgrænsningen for affaldsforbrænding vist. Der er ikke angivet nogen værdier for affalds- og produktstrømme, da disse afhænger af affaldstype og -anlæg.



Figur 5.6: Afgrænsning og systemudvidelse for processen forbrænding. Pilene angiver de vigtigste produkt- og affaldsstrømme.

Virkningsgrader for energiproduktion ved affaldsforbrænding

De forbrændingsanlæg, der modtager affald fra R98 er 75% til Amagerforbrænding og 25% til Vestforbrænding (R98, 2005). De nyeste kedler på Amagerforbrænding og Vestforbrænding har ifølge Miljøstyrelsen (2001) en total energivirkningsgrad på 85%. Amagerforbrændings energiproduktion i 2003 fordeles sig på 81% fjernvarme, 19% el og ~0% bortkølet varme (Amagerforbrænding, 2004). Vestforbrændings (Glostrup og Taastrup) energiproduktion fordeles sig på 91% fjernvarme, 9% el og ~0% bortkøling (Vestforbrænding, 2004). Ved et vægtet gennemsnit kan det beregnes, at energiproduktionen fra forbrænding af R98's affald fordeles sig på 84% varme, 16% el og ~0% bortkøling.

Til sammenligning gives en oversigt over nyttevirkningen på affaldsforbrændingsanlæg i Danmark installeret efter 1995 i tabel 5.26.

Virkningsgrad i forhold til indfyret affald	Middel	Min	Max
Total virkningsgrad	87%	83%	92%

Tabel 5.26: Oversigt over virkningsgrader på danske affaldsforbrændingsanlæg i 2000. Total virkningsgrad er for alle ovne i Danmark, der er installeret eller planlagt installeret (i 2000) efter 1995. Data er tilgængelig i Miljøstyrelsen (2001).

I tabel 5.27 er de anvendte værdier for energiproduktion ved affaldsforbrænding i København vist.

Anvendte virkningsgrader for affaldsforbrænding	København
Elvirkningsgrad	14%
Varmevirkningsgrad	71%
Bortkølet varme	0%
Total virkningsgrad	85%

Tabel 5.27: Anvendte virkningsgrader for affaldsforbrænding i København.

For at bestemme energiproduktionen skal de enkelte affaldstypers brændværdi anvendes. Dette er angivet i tabel 5.28. Brændværdierne er angivet som nedre brændværdier. Den nedre brændværdi er bestemt som den afgivne varme minus den energi, som går til opvarmningen. I Frees og Weidema (1998) regnes der med, at materialerne er 25°C, når de kommer ind i ovnen og at slaggen er 300°C, når den forlader ovnen, det vil sige en temperaturforskel på 275°C. For ikke brændbare materialer (glas) er energien til opvarmning med 275°C angivet.

Affaldstype	Nedre brændværdi (MJ/kg)	Andel der forbrændes	Aktuel varmeafgivelse (MJ/kg)	El (MJ/kg)	Fjernvarme (MJ/kg)
Glas	-0,23	0%	-0,23	-0,03	-0,16
PET	31,4	100%	31,4	4,4	22,3
PE-HD	43,0	100%	43,0	6,0	30,5
Stål	6,6	20% (0-20%)	1,3	0,2	0,9
Aluminium	30,9	66% (0-100%)	20,4	2,9	14,5

Tabel 5.28: Energiproduktion fordelt på affalds- og energityper. Brændværdier er fra Frees og Weidema (1998, s. 27-29). Intervallerne for andel af stål og aluminium der forbrændes (oxideres) er forklaret nærmere under tabellen. El- og fjernvarmeproduktion er beregnet for København ved den aktuelle varmeafgivelse og tabel 5.27.

I tabel 5.28 er der angivet intervaller for den andel af stål og aluminium, der oxideres i forbrændingsanlægget. Intervallerne afspejler spændet i identificerede værdier i Frees og Weidema (1998), Doka (2003) og Abildgaard og Bendtsen (2000). Frees og Weidema (1998), som afspejler dataene brugt i UMIP, estimerer andelen, der oxiderer til 20% for stål og 100% for aluminium. Doka (2003) estimerer andelen til 0% for stål og 66% for aluminium. Abildgaard og Bendtsen (2000, s. 30) estimerer andelen til 0% for stål og 0% for aluminium (for godstykkelser >50 µm, hvilket omfatter dåser). Det bør understreges, at andelen, der oxiderer, afhænger af forholdene i det enkelte forbrændingsanlæg. Det vurderes at de 20% for stål er en realistisk. Amagerforbrænding, som modtager en stor del af affald indsamlet i København, har imidlertid problemer med smeltet aluminium, der jævnligt skal renses bort fra ovnlinien. Derfor er de 100% oxidering som i Frees og Weidema (1998) overestimeret. Det vælges i stedet at anvende værdien på de 66% som i Doka (2003).

Udvekslinger fra forbrændingsanlægget

Data for udvekslinger fra affaldsforbrænding af specifikke affaldstyper findes i forskellige LCI-databaser. I alt er 3 datasæt identificeret for hver af fraktionerne glas, PET, PE-HD, aluminium og stål. Flere af disse datasæt inkluderer transport og energiproduktion. Da dette opgøres separat i denne undersøgelse, er disse data udeladt. Nedenfor er de forskellige datasæt sammenlignet for nogle udvalgte typiske vigtige emissioner.

Glas	CO₂	NO_x	El-forbrug	Restprod.	Evt. bemærkninger
UMIP (1996)	-	1,2 g	0,05 kWh	1,00 kg	
ETH-ESU (1996)	Ingen data for denne proces.				
Ecoinvent (2003)	-	0,32 g	0,14 kWh	0,978 kg	
PET plast	CO₂	NO_x	El-forbrug	Restprod.	Evt. bemærkninger
UMIP (1996)	2235 g	1,2 g	0,05 kWh	20 g	
ETH-ESU (1996)	2460 g	0,70 g	-	70 g	Data er for forbrænding af uspecificeret plast
Ecoinvent (2003)	2010 g	0,21 g	-	50 g	
PE-HD plast	CO₂	NO_x	El-forbrug	Restprod.	Evt. bemærkninger
UMIP (1996)	3065 g	1,2 g	0,05 kWh	20 g	Data er for forbrænding af PE.
ETH-ESU (1996)	2860 g	0,79 g	-	41 g	Data er for forbrænding af PE
Ecoinvent (2003)	2980 g	0,36 g	-	31 g	Data er for forbrænding af PE
Stål	Fe	NO_x	El-forbrug	Restprod.	Evt. bemærkninger
UMIP (1996)	0,1 g	1,2 g	0,05 kWh	161 g	
ETH-ESU (1996)	-	0,70 g	0,013 kWh	600 g	
Ecoinvent (2003)	-	0,32 g	0,16 kWh	520 g	
Aluminium	Al	NO_x	El-forbrug	Restprod.	Evt. bemærkninger
UMIP (1996)	0,1 g	1,2 g	0,05 kWh	1,00 kg	
ETH-ESU (1996)	0 g	0,70 g	0 g	1,89 kg	
Ecoinvent (2003)	-	0,32 g	0,14 kWh	1,58 kg	

Tabel 5.29: Sammenligning af LCI-data for forskellige dataset for affaldsforbrænding af 1 kg henholdsvis glas, PET, PE-HD, stål og aluminium. Sammenligningen er foretaget på typiske udvekslinger.

Årsagen til at slagge (inkl. flyveaske m.m.) for aluminium er større end 1 kg er, at en del af det forbrændte aluminium i ETH-ESU og Ecoinvent er antaget at blive omdannet til aluminiumoxid under forbrændingsprocessen. Herved sker en vægtforøgelse på 189% (Doka, 2003). I ETH-ESU regnes med 100% oxidation af det forbrændte aluminium, mens der i Ecoinvent regnes med 66%. For stål er mængden af slagge mindre end 1 kg. Dette skyldes at omkring 50-84% frasorteres ved magnetisk separation af slaggen.

UMIP-data er for affaldsforbrænding i Danmark først i 1990'erne. Der medtages to til fem emissioner til luft (NO_x, dioxin samt op til tre affaldsspecifikke emissioner). Forbrug af el, vand og calciumhydroxid er ens for forbrænding af alle typer affald. Der er ingen oplysninger om røggasrensningsteknologi. Der er ikke medtaget nogen udledninger til vand, hverken med spildevand eller fra deponering af restaffald. Infrastruktur, det vil sige opførelse og nedtagning af anlæg, er ikke medtaget. Behandling af slagge er ikke medtaget.

ETH-ESU data er for affaldsforbrænding i Schweiz først i 1990'erne. Dataene er opdelt på processpecifikke og affaldsspecifikke emissioner. Emissioner fra affaldsforbrændingsanlægget omfatter i alt 14 emissioner til luft 5 emissioner til vand med spildevand. Materiale- og brændselsforbrug omfatter fuelolie, naturgas, vand, kalk, natriumhydroxid, ammoniak, saltsyre, kromoxid, cement og titaniumdioxid. Der regnes med katalytisk fjernelse af NO_x (DeNO_x). Infrastruktur er medtaget. Deponering af slagge er medtaget.

Ecoinvent data er for affaldsforbrænding i Schweiz i 1990-2000. Emissioner omfatter op til 30-40 emissioner til luft og 30-40 emissioner til vand. Det er ikke muligt at identificere affaldsspecifikke emissioner. Materiale- og brændselsforbrug omfatter naturgas, vand, kalk, natriumhydroxid, jernklorid, ammoniak, saltsyre, kromoxid, cement og titaniumdioxid. Røggasrensning er baseret på Schweizisk gennemsnit, hvilket omfatter: elektrostatisk fjernelse af partikler, fjernelse af sure gasser samt katalytisk fjernelse af NO_x. Spildevand er medtaget. Infrastruktur er medtaget. Deponering af slagge er medtaget.

Ved sammenligning af de opgivne data i tabel 5.29 ses det, at de forskellige datasæt ikke afviger signifikant fra hinanden. Dog er der enkelte værdier for NO_x , hvor der forekommer en afvigelse med en faktor fire (UMIP og Ecoinvent). Desuden findes tilsvarende afvigelser for anlæggenes elforbrug. Dette indikerer, at der er usikkerheder for de tilgængelige data. Dog vurderes usikkerhederne at være acceptable. Det er valgt at anvende dataene fra Ecoinvent. Dette begrundes med, at disse data er de nyeste, mest omfangsrige og mest veldokumenterede. Datasættene fra UMIP fravælges, fordi de er af ældre dato, og fordi de er det datasæt, der omfatter færrest udvekslinger. ETH-ESU fravælges fordi Ecoinvent er en opdatering af disse data.

De anvendte data fra Ecoinvent tilpasses så de passer til systemafgrænsningen i nærværende undersøgelse. Følgende ændres ved de oprindelige Ecoinvent data:

- Transport til indsamling af affald udelades. Dette er medregnet under trinnet "Indsamling" beskrevet i afsnit 5.3
- Energiforbrug (el og varme) erstattes med marginal dansk teknologi beskrevet i afsnit 5.1

Udvekslinger fra deponering af slagge og aske

I flere af de præsenterede datasæt for affaldsforbrænding i tabel 5.29 er der inkluderet emissioner fra deponering af restprodukter (slagge, aske og restprodukter fra røggasrensning) fra forbrændingsprocessen. I Danmark genanvendes imidlertid en større del af slaggen. Derfor indregnes dette i processen for affaldsforbrænding. Genanvendelse omfatter anvendelse af slagge som fyldmateriale i anlægsprojekter. Ifølge Hansen et al. (2004) blev 87% af slaggen i Danmark genanvendt i 2001, mens det forventes at niveauet vil være omkring 85% i 2010. Det resterende vil blive deponeret. Det vælges at regne med at de 85% bliver genanvendt. Genanvendt slagge anvendes som fyldmateriale i anlægsprojekter, se næste afsnit.

Dataene angivet i tabel 5.29 skelner ikke mellem aske og slagge. Dette har betydning fordi flyveaske og restprodukter fra røggasrensning altid deponeres, mens en større del af slaggen genanvendes. På baggrund af data givet i Hansen et al. (2004, s. 48) kan det estimeres, at mængderne af restprodukter pr. tons forbrændt gennemsnitligt affald fordeler sig på ~312 kg slagge (inkl. ristegennemfald og kedelaske), ~20 kg flyveaske og ~15 kg restprodukter fra rensning af sure gasser. Det vil sige, at omkring 90% af restprodukterne udgøres af slagge. Det antages, at dette er gældende for forbrænding af alle fraktioner, selvom det sandsynligvis vil variere en del. Med en genanvendelsesprocent på 85% af slaggen og en slaggeandel på 90%, kan det udledes, at ~76% af restprodukterne genanvendes som fyldmateriale i anlægsprojekter, mens det resterende deponeres.

Det antages at emissioner fra slagge på lang sigt vil være det samme uafhængig af om det genvendes som fyldmateriale eller om det deponeres. Samme antagelse anvendes i Hansen et al. (2004). I de anvendte data for affaldsforbrænding fra Ecoinvent er deponering af restprodukterne medtaget. Dette omfatter transport til deponi, drift af deponi og emissioner fra deponiet.

Fortrængt sand fra genanvendelse af slagge

I forrige afsnit er det antaget at 76% af restprodukterne fra affaldsforbrændingen genanvendes og dermed fortrænger fyldmateriale (sand) i anlægsprojekter. Til denne proces er der anvendt data fra Ecoinvent: *Sand at mine/CH*, som er beskrevet i Kellenberger et al. (2003). Disse data er for udvinding af sand i Schweiz og de inkluderer intern transport og infrastruktur (produktionsanlæg). Der er ikke medregnet transport af slagge til stedet, hvor det anvendes som fyldmateriale. Dette begrundes med, at denne afstand vurderes at være den samme som fra en grusgrav til anvendelsesstedet.

Stålskrot til genanvendelse

Ifølge Doka (2003) som beskriver baggrundsdata for Ecoinvent er omkring 60% af jern i slaggen magnetisk. Dette medfører, at omkring 50% af det tilførte jern frasorteres. I Bendtsen og Abildgaard (2000, s. 29), som repræsenterer danske forhold, regnes der med at 20% oxideres. Af det resterende jern separeres 80%. Dvs. 64% frasorteres til genanvendelse. Det vælges at anvende værdien på 50%.

Transport af det frasorterede stål er medtaget i ”genanvendelse af ståldåser” beskrevet i afsnit 5.10.

Det frasorterede jern har en ringe økonomisk værdi, da det er forurennet med kobber og tin. Derfor kan det kun tilføres i små procentandele, når det indgår i produktion af genanvendelsesstål. Desuden medfører indholdet af tin og kobber, at det oparbejdede stål vil blive mere forurennet med kobber og tin. Genanvendelse af stål er beskrevet i afsnit 5.10.

Affaldsforbrænding i udlandet

I de tilfælde, hvor affaldsforbrænding foregår i udlandet, korrigeres de beskrevne data for danske affaldsforbrændingsanlæg. Det antages, at affaldsforbrænding i Europa er som i Danmark. Udenfor Europa, korrigeres dataene, så der ikke sker nogen energiproduktion, og der ikke frasorteres jern fra slaggen.

Opsamling på affaldsforbrænding

I tabel 5.30 er der givet en oversigt over de anvendte data til processen ”forbrænding”.

Data	1 kg Glas	1 kg PET	1 kg PE-HD	1 kg Stål	1 kg Aluminium
LCI-data for forbrændingsprocessen	Ecoinvent (2003) ²³ , transport og el- og varmemeforbrug er slettet fra denne proces.				
Elforbrug	0,05 kWh	0,05 kWh	0,05 kWh	0,05 kWh	0,05 kWh
Elproduktion	-0,03 MJ	4,4 MJ	6,0 MJ	0,2 MJ	2,9 MJ
Fjernvarmeproduktion	-0,16 MJ	22,3 MJ	30,5 MJ	0,9 MJ	14,5 MJ
Fortrængt sand	743 g	38 g	24 g	395 g	1.200 g
Stålskrot til genanvendelse	0 g	0 g	0 g	500 g	0 g

Tabel 5.30: Data anvendt for affaldsforbrænding i København. LCI-data for el og varme er beskrevet i afsnit 5.1.

²³ De anvendte processer i Ecoinvent er:

- **Glas** (Disposal, glass, 0% water, to municipal incineration/CH)
- **PET** (Disposal, polyethylene terephthalate, 0.2% water, to municipal incineration/CH)
- **PE-HD** (Disposal, polyethylene, 0.4% water, to municipal incineration/CH)
- **Stål** (Disposal, steel, 0% water, to municipal incineration/CH)
- **Aluminium** (Disposal, aluminium, 0% water, to municipal incineration/CH).

5.6 Genbrug af hele glasflasker

I dette afsnit beskrives data og systemafgrænsning i forbindelse med genbrug af de hele flasker, som indsamles i kuberne.

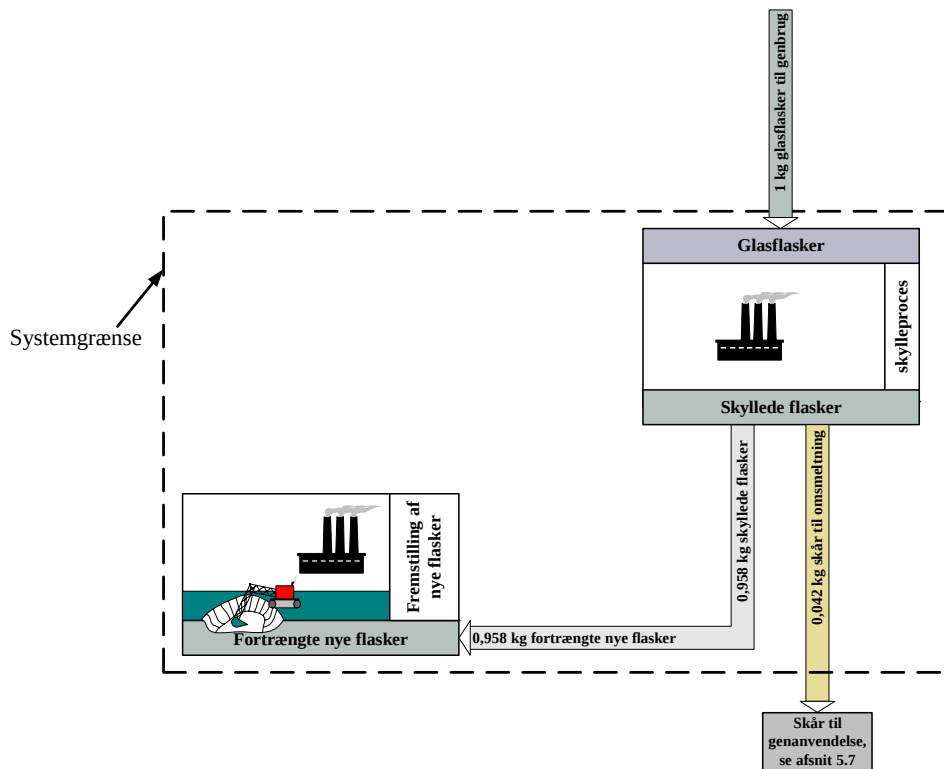
Systemafgrænsning for genbrug af vinflasker

Ifølge Nejrup og Wesnæs (2000) er der på danske flaskeskyllerier i gennemsnit et spild på 4,2%. Dette skyldes dels, at flaskerne går itu under skylningen, og dels at de kasseres ved kontrol efter skylningen. Det antages, at de udenlandske flaskeskyllerier i nærværende undersøgelse har samme spildprocent.

De skyllede genbrugsflasker vil fortrænge nye flasker i forholdet 1 til 1, hvor de fortrængte flasker er nye flasker produceret af jomfruelige materialer. I flere Nordeuropæiske lande er der imidlertid overskud af farvet glas, hvilket betyder, at der ikke er et marked for omsmelting heraf til nyt glas (Hasholt et al., 2003). Dette skyldes bl.a. import af vin i disse lande. Ifølge European Commission (2001c, s. 9) produceres glasflasker oftest indenfor en radius på 500 km fra hvor de skal fyldes. Derfor vil de flasker, der fortrænges i Sydeuropa, ligeledes være produceret her. Antagelsen om, at de fortrængte flasker er produceret af jomfruelige materialer baserer sig på, at der ikke er overskud af skår i Sydeuropa. Anvendelsen af skår i glasproduktionen vil derfor være begrænset af tilgængeligheden af indsamlede skår. Derfor er marginal glasproduktion af vinflasker i Sydeuropa baseret på jomfruelige materialer.

Fremstilling af rent primært emballageglas forekommer ikke i stort omfang. Næsten alle glasværker, som fremstiller emballageglas, anvender en vis andel skår i deres råstofinput. I Europa varierer andelen fra 0% til 85% (European Commission, 2001c, s. 76). Det vil sige, at der ikke i betydeligt omfang findes hverken ren produktion af primærglas eller ren produktion af sekundært glas. Det er imidlertid valgt at illustrere processerne i systemet for ren primær og sekundær glasfremstilling separat. Produktionsprocesserne i de to typer glasfremstilling er selvsagt ens, da stort set alle glasværker anvender en andel skår. Forskellene i udvekslinger fra de to processer består dels i sparede primære råstoffer (sand, kalk, soda og feldspat), og dels et sparet energiforbrug ved fremstilling af sekundært glas.

I figur 5.7 er systemafgrænsningen for genbrug af vinflasker vist.



Figur 5.7: Systemafgrænsning for genbrug af glasflasker. De største produkt- og affaldsstrømme er vist pr. 1 kg glasflasker, der sendes til genbrug.

Skylning af flasker

Der er kun identificeret ét datasæt for skylning af vinflasker (Nejrup og Wesnæs, 2000). I Pommer et al. (1995a) findes imidlertid detaljerede data for skylning og tapning af 25 cl og 33 cl sodavands- og ølflasker på Carlsberg. Forbruget af varmt vand og kemikalier kan imidlertid ikke antages at være det samme for 75 cl vinflasker. Derfor anvendes der ikke data fra dette datasæt.

I datasættet fra Nejrup og Wesnæs (2000) anvendes der pap, plastfolie og paller til pakning af de skyllede flasker. Da det i nærværende studie antages, at flaskerne skylles i udlandet samme sted, som de tappes, er dette ikke inkluderet.

I tabel 5.31 nedenfor er udvekslingerne forbundet med skylning af vinflasker vist.

Udvekslinger ved skylning af 1 kg vinflasker			
Input: Energi, materialer, transport og infrastruktur	Mængde	Kilde	Database
Energi – el	0,038 kWh	Nejrup og Wesnæs (2000)	Elektricitet, UCTE, leveret til forbruger, se afsnit 5.1
Energi – varme (forbrændt naturgas)	0,96 MJ	Nejrup og Wesnæs (2000)	Natural gas, burned in industrial furnace >100kW (Ecoinvent, 2003)
Vand	2,9 liter	Nejrup og Wesnæs (2000)	Tap water, at user (Ecoinvent, 2003)
Båndsmøremiddel til transportbånd (sæbe)	0,57 g	Nejrup og Wesnæs (2000)	Soap, at plant (Ecoinvent, 2003)
Natriumhydroxid (50% NaOH)	8,6 g	Nejrup og Wesnæs (2000)	Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant (Ecoinvent, 2003)
Output: Emissioner	Mængde	Kilde	Delmiljø
-	-	-	-
Output: Produkter og affald til behandling	Mængde	Kilde	Produkt/Database
Skyllede salgbare vinflasker	0,958 kg	Nejrup og Wesnæs (2000)	Produkt
Etiketter til deponi	11 g	Nejrup og Wesnæs (2000)	Disposal, paper, 11.2% water, to sanitary landfill (Ecoinvent, 2003)
Spildevand til rensning	2,9 liter	Nejrup og Wesnæs (2000)	Emissioner er 0, da de kun afhænger af N, BOD og COD (LCAfood, 2004)
Fosfor til rensning	38 g	Nejrup og Wesnæs (2000)	
Båndsmøremiddel til rensning	0,57 g	Nejrup og Wesnæs (2000)	

Tabel 5.31: Kortlægning af udvekslinger for skylning af 1 kg vinflasker. Værdierne er opgjort for skylning af et input af 1 kg flasker. Under skylleprocessen regnes med et spild på 4,2% af flaskerne.

De anvendte databasedata for natriumhydroxid repræsenterer gennemsnitsteknologi for Europa. Det vil sige der ikke er anvendt marginale data. Desuden er der anvendt masseallokering til håndtering af miljøpåvirkninger fra samprodukter. Det vurderes imidlertid at denne usikkerhed er uden betydning.

Ifølge Weidema (2003) er marginal affaldsbortskaffelse udenfor Danmark deponering. Derfor sendes etiketterne ikke til forbrænding.

Det fremgår af tabel 5.31, at der ikke er medtaget nogen emissioner til vand fra rensningsanlæg. Dette skyldes, at emissionerne fra rensningsanlæg (N, P, organisk stof) er reguleret og derfor ikke er afhængige af inputtet (LCAfood, 2004). LCAfood's systemafgrænsning gælder for et dansk rensningsanlæg. Det antages at reguleringen af emissioner fra rensningsanlæg i Sydeuropa vil medføre samme systemafgrænsning. Det er desuden i Thrane (2004) redegjort for, at LCAfood's systemafgrænsning for rensningsanlæg har ubetydelig indvirkning på de samlede resultater af en LCA. Systemafgrænsningen betyder, at de eneste emissioner fra rensningsanlæg, der medtages, er forbrug af kemikalier og elforbrug. Ifølge LCAfood (2004) er elforbruget relateret til fjernelse af fosfor ubetydeligt lille, og der kan derfor ses bort fra dette. Der haves ingen data for smøreolie i spildevand. Derfor er dette sat til 0.

Fremstilling af nye flasker

Der er identificeret fire forskellige datasæt for fremstilling af primært grønt glas. Disse er for udvalgte udvekslinger sammenlignet i tabel 5.32 nedenfor.

Sammenligning af forskellige dataset for fremstilling af 1 kg vinflasker (jomfruelige materialer)				
Datasæt	CO ₂	NO _x	SO ₂	Beskrivelse af data
Virgin glass bottles (Widheden et al., 1998b, s. A37)	568 g	1,0 g	2,0 g	Data er fra 1990'erne og repræsenterer Holmegaard Glasværk
Glas (primær, 100%) (UMIP, 1996)	701 g	2,5 g	3,4 g	Data er fra først i 1990'erne og repræsenterer Europæisk gennemsnits teknologi
Glass (virgin) (BUWAL250, 1996)	955 g	1,4 g	5,1 g	Data er fra først i 1990'erne og repræsenterer Schweizisk teknologi
Glass, virgin (Pré, 2003)	1243 g	4,6 g	7,1 g	Data er udarbejdet af Pré Consultants (SimaPro) og er baseret på Ecoinvent (2003). Data for glas i Ecoinvent er baseret på Kommissionens noter om bedste tilgængelig teknologi (European Commission, 2001c) og repræsenterer europæisk gennemsnits teknologi.
Primær glas, baseret på 'Packaging glass, green, at plant/RER' (Ecoinvent, 2003)	877 g	3,8 g	5,3 g	De viste data er fremkommet ved modificering af data for glas baseret på 80% skår i Ecoinvent. Data for glas i Ecoinvent er baseret på Kommissionens noter om bedste tilgængelig teknologi (European Commission, 2001c) og repræsenterer europæisk gennemsnits teknologi.

Tabel 5.32: Sammenligning af udvalgte LCI-data for fremstilling af 1 kg glasflasker af jomfruelige materialer.

Alle de viste datasæt i tabel 5.32 er i kilderne fremkommet ved bearbejdning af data for glasfremstilling, hvor en vis andel skår anvendes som input. For at få data for primær glasproduktion, er der korrigeret for et større energiforbrug samt anvendelse af en større mængde primære råstoffer. Fx er dataene i Widheden et al. (1998b) i tabel 5.32 i kilden fremkommet ved modificering af glasfremstilling baseret på omkring 80% skår. De fire førstnævnte datasæt i tabel 5.32 er taget direkte fra kilden, mens det sidste datasæt er bearbejdet i nærværende undersøgelse.

Det sidstnævnte datasæt i tabel 5.32, er en bearbejdet udgave af data fra Ecoinvent for glasfremstilling med 80% skår. Bearbejdningen af dataene er vist i tabel 5.33. Denne modificering består i at ændre på energiforbruget og inputtet af råvarer. Ifølge European Commission (2001c, s. 215) reduceres energiforbruget med omkring 2,5 – 3,0% hver gang skårandelen i råvareinputtet forøges med 10%. Det vil sige, at energiforbruget for fremstilling af primært glas kan estimeres ud fra data for fremstilling af glas med 80% skår, ved at forøge energiforbruget (både el og varme) med omkring 20-24%. I Widheden et al. (1998b) er det ligeledes udvekslinger for fremstilling af glas med omkring 80% skår, der modificeres. Her regnes der med en forøgelse af energiforbruget med 15% for varme og 10% for elektricitet. Det vælges at anvende estimatet fra European Commission (2001c) på 22%. Mængden af primære råmaterialer er fastsat ud fra en opskalering af de anvendte primære råmaterialer ved en skårprocent på 80%. Der tages desuden højde for, at der er et input på 1,043 kg råmaterialer pr. kg fremstillet glas (Ecoinvent, 2003).

Det fremgår af tabel 5.32, at der er relativt store forskelle på niveauet for de udvalgte emissioner relateret til fremstilling til omsmelting af 1 kg glasskår. De store forskelle mellem data fra Widheden et al. (1998) og Pré (2003) skyldes primært, at det totale energiforbrug i Pré er næsten dobbelt så stort som i Widheden. Årsagen hertil skal bl.a. findes i, at Widheden repræsenterer ét dansk moderne glasværk, mens Pré repræsenterer gennemsnitlig europæisk teknologi.

Dataene fra Ecoinvent, som de to sidstnævnte datasæt i tabel 5.32 er baseret på, vurderes at være mere repræsentative end Widheden, da dette datasæt kun repræsenterer et glasværk i Danmark. Dataene fra UMIP og BUWAL er af ældre data, og de er af mindre detaljeringsgrad end dataene baseret Ecoinvent.

Derfor vælges det, at anvende data baseret på Ecoinvent. Pré (2003) er imidlertid ikke dokumenteret, hvorfor disse data ikke anses for værende lige så pålidelige, som de øvrige. Derfor anvendes det sidstnævnte datasæt i tabel 5.32. Elforbruget i dataene fra Ecoinvent er imidlertid baseret på gennemsnitlig teknologi. Derfor erstattes elforbruget med marginal el (UCTE), se afsnit 5.1.

Da der er relativt store variationer i de sammenlignede data, kan de anvendte data være forbundet med nogen usikkerhed. I tabel 5.33 er modificeringen af datasættet fra Ecoinvent (2003) vist.

Udvekslinger ved fremstilling af 1 kg nye glasflasker (jomfruelige materialer)			
Anvendt datasæt	Mængde		Database
Packaging glass, green, at plant/RER	1 kg		(Ecoinvent, 2003)
Modificering af materialeforbrug i databasesættet	Fra	Til	Database
Glasskår fra offentlig indsamling	0,835 kg	0 kg	Ændring af eksisterende data
Soda	0,0335 kg	0,168 kg	Ændring af eksisterende data
Kalksten	0,0174 kg	0,088 kg	Ændring af eksisterende data
Sand	0,126 kg	0,633 kg	Ændring af eksisterende data
Dolomit	0,0243 kg	0,122 kg	Ændring af eksisterende data
Feldspat	0,00651 kg	0,032 kg	Ændring af eksisterende data
Sum	1,043 kg	1,043 kg	
Modificering af energiforbrug i databasesættet	Fra	Til	Database
Elektricitet	0,244 kWh	0,298 kWh	Ændring af eksisterende data Oprindelig gennemsnitlig el (UCTE) er erstattet med marginal el (UCTE), se afsnit 5.1
Ekstra Naturgas forbrændt	-	0,79 MJ	Natural gas, burned in industrial furnace >100kW (Ecoinvent, 2003)
Ekstra light fuelolie forbrændt	-	0,41 MJ	Light fuel oil, burned in industrial furnace 1MW, non-modulating/RER (Ecoinvent, 2003)
Ekstra heavy fuelolie forbrændt	-	0,39 MJ	Heavy fuel oil, burned in industrial furnace 1MW, non-modulating/RER (Ecoinvent, 2003)

Tabel 5.33: Kortlægning af udvekslinger for fremstilling af 1 kg nye glasflasker. Tabellen viser modificeringen af det anvendte datasæt fra Ecoinvent (2003).

Årsagen til at der ikke er vist en decideret ændring af forbrændt naturgas og olie i tabel 5.33 er, at forbrug af brændsel og emissioner i det oprindelige datasæt er adskilt. Det vil sige, at det ikke umiddelbart kan ses af datasættet, hvad emissionerne relateret til forbrænding af brændsler er. Derfor tilføjes i stedet 22% af de pågældende brændsler, hvor de forbrændes i en industriel ovn.

5.7 Genanvendelse af glasskår

I dette afsnit beskrives data og systemafgrænsning i forbindelse med genanvendelse af ikke-genbrugelige glasemballage og skår, som indsamles i kuberne.

Systemafgrænsning for genanvendelse af glasskår

I omsmeltningsprocessen kan der ske et spild. Stumper af keramik i skårene kan ikke opløses i glassmelten. Disse vil optræde som ”sten” i det færdige produkt, som i visse tilfælde må kasseres (European Commission, 2001c). Der er identificeret to forskellige kilder på ovenstående tab, det vil sige forholdet mellem output af nyt glas og input af skår. Ifølge Widheden et al. (1998b, s. A36) sker der ikke noget spild ved oparbejdning af skår, mens der ifølge UMIP (1996) sker et tab på 1% af inputtet. Det anses som mest sandsynligt, at anvendelse af skår medfører et vist tab i form af kassationer. Derfor vælges det at regne med et tab på 1%.

Når skår omsmeltes, vil det oparbejdede glas fortrænge primært emballageglas i forholdet 1 til 1. Glas fremstillet af primære råstoffer (hovedsageligt sand, soda, kalk og feldspat) har flere anvendelsesmuligheder end sekundært glas. Derfor skal det være glas af en kvalitet svarende til det oparbejdede glas, der fortrænges. Emballageglas, som kan fremstilles af store andele skår, udgør omkring 60% af den samlede glasproduktion i EU (European Commission, 2001c). Derfor anses det for realistisk, at sekundært glas fortrænger primært emballageglas i forholdet 1 til 1.

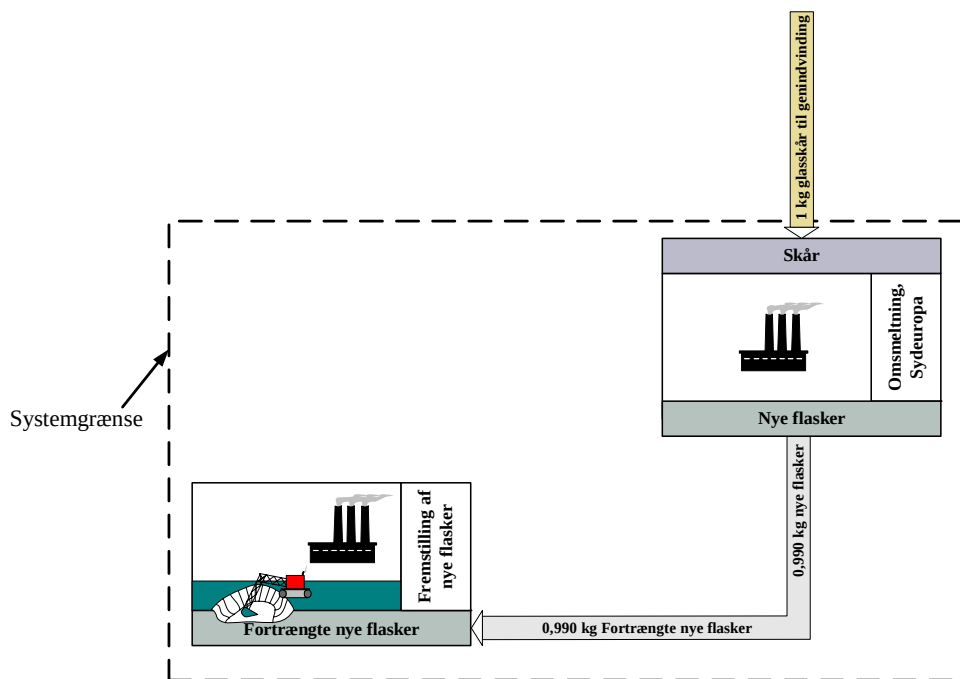
Der er nogle ulemper ved anvendelse af skår som råvare i glasproduktionen, der ikke er medtaget i nærværende livscyklusvurdering. Det drejer sig eksempelvis om:

- Skader på smelteovnen som følge af metalurenheder fra skårene (fx kapsler fra flasker og folier fra vinflasker)
- Høje skårandele kan medføre dårligere kvalitet. Fx kan diverse urenheder medføre problemer i de kemiske oxiderings- og reduktionsprocesser, hvorved misfarvning og andre uønskede effekter kan opstå
- Urenheder i form af aluminium i kapsler og folie kan medføre lokale kemiske processer i smeltebadet, hvorved glassets styrkeegenskaber svækkes

(European Commission, 2001c, s. 216)

Som beskrevet i afsnit 5.6 anvender stort set alle glasværker, som fremstiller emballageglas, en vis andel skår i deres råstofinput. Det vil sige, kun en meget lille del af produktionen er enten ren produktion af primærglas eller ren produktion af sekundært glas. Det er imidlertid valgt at illustrere processerne i systemet for genanvendelse som henholdsvis ren primær og sekundær glasfremstilling. Produktionsprocesserne i de to typer glasfremstilling er selvsagt ens, da stort set alle glasværker anvender en andel skår. Forskellene i udvekslinger fra de to processer består dels i sparede primære råstoffer (sand, kalk, soda og feldspat), og dels et sparet energiforbrug ved fremstilling af sekundært glas.

Systemafgrænsningen for genanvendelse af glas er vist i figur 5.8.



Figur 5.8: Systemafgrænsning for genanvendelse af 1 kg glasskår. De største produktstrømme er vist pr. 1 kg skår, der sendes til genanvendelse.

Omsmelting af skår i Sydeuropa

Der er identificeret 3 datasæt for oparbejdning af farvede skår til nyt glas.

Sammenligning af forskellige datasæt for omsmelting af 1 kg skår					
Datasæt	CO ₂	NO _x	SO ₂	Beskrivelse af data	
Recycled glass bottles (Widheden et al., 1998b, s. A37)	278 g	1,6 g	1,2 g	Data er fra 1990'erne og repræsenterer Holme-gaard Glasværk	
Glas (genbrug, 100%) (UMIP, 1996)	463 g	1,8 g	2,4 g	Data er fra først i 1990'erne og repræsenterer Europæisk gennemsnits teknologi	
Sekundært glas, baseret på 'Packaging glass, green, at plant' (Ecoinvent, 2003)	658 g	3,2 g	4,7 g	De viste data er fremkommet ved modificering af data for glas baseret på 80% skår i Ecoinvent. Data for glas i Ecoinvent er baseret på Kommissionens noter om bedste tilgængelig teknologi (European Commission, 2001c) og repræsenterer europæisk gennemsnits teknologi.	

Tabel 5.34: Sammenligning af udvalgte LCI-data for oparbejdning af 1 kg glasskår. Værdierne i kilderne er givet for 1 kg fremstillet glas, og er derfor omregnet til værdier for omsmelting af 1 kg glasskår ved anvendelse af et output/input-forhold på 0,99.

Det sidstnævnte datasæt i tabel 5.34, er helt parallelt med det anvendte datasæt for primært glas, en bearbejdet udgave af data fra Ecoinvent for glasfremstilling med 80% skår. Bearbejdningen af dataene er vist i tabel 5.35. Denne modificering består i at ændre på energiforbruget og inputtet af råvarer. Ifølge European Commission (2001c, s. 215) reduceres energiforbruget med omkring 2,5 – 3,0% hver gang skår-andelen i råvareinputtet forøges med 10%. Det vil sige, at energiforbruget for fremstilling af sekundært glas kan estimeres ud fra data for fremstilling af glas med 80% skår, ved at reducere energiforbruget (både el og varme) med omkring 5-6%. I Widheden et al. (1998b) er det ligeledes udvekslinger for fremstilling af glas med omkring 80% skår, der modificeres. Her regnes der med en reduktion af energiforbruget med 5% for varme og 0% for elektricitet. Det vælges at anvende estimatet fra European Commission (2001c) på 5,5%.

5 Kortlægning af livscyklus

Mængden af skår der går til fremstilling af 1 kg glas er fastsat ud fra, at der er et spild på 1% ved processen.

Det fremgår af tabel 5.34, at der er relativt store forskelle på niveauet for de udvalgte emissioner relateret til omsmeltning af 1 kg glasskår. Som beskrevet i afsnit 5.6 skyldes de store forskelle mellem data fra Widheden et al. (1998) og de bearbejdede Ecoinvent data primært, at det totale energiforbrug i de bearbejdede data næsten er dobbelt så stort som i Widheden. Årsagen hertil skal bl.a. findes i, at Widheden repræsenterer ét dansk moderne glasværk, mens Ecoinvent repræsenterer gennemsnitlig europæisk teknologi.

Dataene fra Ecoinvent, som det sidstnævnte datasæt i tabel 5.34 er baseret på, vurderes at være mere repræsentative end Widheden, da dette datasæt kun repræsenterer et glasværk i Danmark. Dataene fra UMIP er af ældre data, og de er af mindre detaljeringsgrad end dataene baseret Ecoinvent. Derfor anvendes det sidstnævnte datasæt i tabel 5.34. Elforbruget i dataene fra Ecoinvent er imidlertid baseret på gennemsnitlig teknologi. Derfor erstattes elforbruget med marginal el (UCTE), se afsnit 5.1.

Da der er relativt store variationer i de sammenlignede data, kan de anvendte data være forbundet med nogen usikkerhed. I tabel 5.35 er modificeringen af datasættet fra Ecoinvent (2003) vist.

Udvekslinger ved fremstilling af 1 kg sekundære glasflasker i Sydeuropa			
Anvendt datasæt	Mængde		Database
Packaging glass, green, at plant/RER	1 kg		(Ecoinvent, 2003)
Modificering af materialeforbrug i databasesættet	Fra	Til	Database
Glasskår fra offentlig indsamling	0,835 kg	1,01 kg	Ændring af eksisterende data
Soda	0,0335 kg	0 kg	Ændring af eksisterende data
Kalksten	0,0174 kg	0 kg	Ændring af eksisterende data
Sand	0,126 kg	0 kg	Ændring af eksisterende data
Dolomit	0,0243 kg	0 kg	Ændring af eksisterende data
Feldspat	0,00651 kg	0 kg	Ændring af eksisterende data
Sum	1,043 kg	1,01 kg	
Modificering af energiforbrug i databasesættet	Fra	Til	Database
Elektricitet	0,244 kWh	0,231 kWh	Ændring af eksisterende data Oprindelig gennemsnitlig el (UCTE) er erstattet med marginal el (UCTE), se afsnit 5.1
Naturgas forbrændt i industriel ovn	3,57 MJ	3,37 MJ	Ændring af eksisterende data
Heavy fuelolie forbrændt i industriel ovn	1,85 MJ	1,75 MJ	Ændring af eksisterende data
Light fuelolie forbrændt i industriel ovn	1,79 MJ	1,69 MJ	Ændring af eksisterende data

Tabel 5.35: Kortlægning af udvekslinger for fremstilling af 1 kg nye glasflasker ved omsmelting af skår. Tabellen viser modificeringen af det anvendte datasæt fra Ecoinvent (2003). For at få data for omsmelting af 1 kg skår, skal værdierne i tabellen ganges med 0,99.

Årsagen til at der ikke er vist en decideret ændring af forbrændt naturgas og olie i tabel 5.35 er, at forbrug af brændsel og emissioner i det oprindelige datasæt er adskilt. Det vil sige, at det ikke umiddelbart kan ses af datasættet, hvad emissionerne relateret til forbrænding af brændsler er. Derfor fratrækkes i stedet 5,5% af de pågældende brændsler, hvor de forbrændes i en industriel ovn.

Fremstilling af nye flasker

Denne proces er identisk med processen "Fremstilling af nye flasker" beskrevet i afsnit 5.6.

5.8 Genanvendelse af PET-plast

I dette afsnit beskrives data i forbindelse med oparbejdning af PET-plast til genanvendelse og fortrængt primært materiale.

Systemafgrænsning for genanvendelse af PET

Som beskrevet i afsnit 5.3 er det antaget, at halvdelen af det indsamlede PET oparbejdes i Tyskland og den anden halvdel i Kina. Det har ikke været muligt at få data for oparbejdning af plast i Kina. Derfor regnes der med samme data, som oparbejdning i Europa. De eneste to forskelle er transport og bortskaffelse af produktionsaffald fra oparbejdningsprocessen.

Ud fra billedstudier af fraktionen af PET-plast kan det ses, at stort set alle flasker har skruelåg på. Skruelåg er typisk fremstillet af PP-plast. Ifølge bilag 3 vejer de indsamlede PET-flasker omkring 50 g pr. flaske. Ifølge Pommer et al. (1995b) vejer et skruelåg 2,8 g. Det kan ud fra ovenstående estimeres, at PP udgør i størrelsesordenen 5% af PET-fraktionen. Det antages at hele fraktionen af PET-plast består af PET, det vil sige, at det antages at mængden af PP er 0. Mængden af PP, som reelt går med i genanvendelsesprocessen vil imidlertid blive frasorteret efter scredding og genindvindes separat. PP vil ligesom PET blive oparbejdet til nyt plast, som fortrænger primær PP-plast. Forskellen på udvekslinger i forbindelse med oparbejdning af PET- og PP-plast samt fremstilling af primær PET- og PP-plast er relativ lille. Da der både er lille forskel på oparbejdning af PET og PP, og da der er tale om meget små mængder PP, vil denne antagelse have en ubetydelig indflydelse på resultatet.

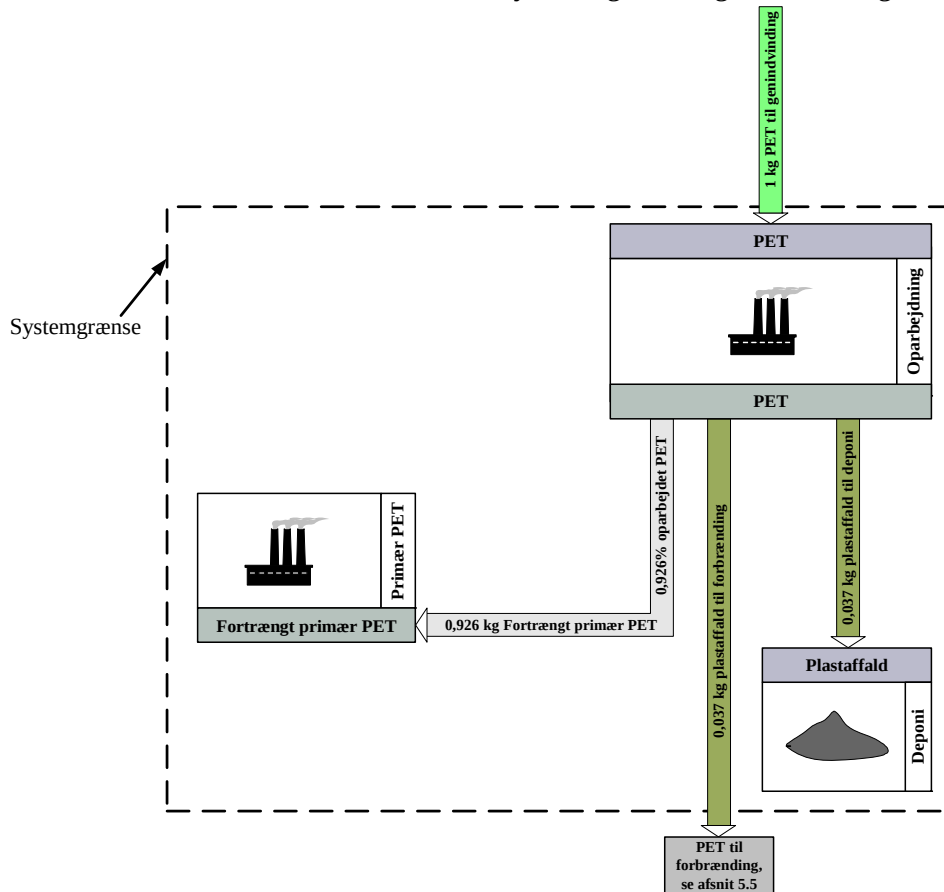
Under forsøget er PET- og PE-HD-plast sorteret i separate fraktioner. Ifølge Damgaard (2005) vil de to typer plast typisk ikke blive separeret i en fuldskala ordning, før de afsættes til oparbejdning. De to typer plast kan separeres ved forskellige metoder, fx kan det udnyttes, at de to materialer har forskellig massefylde. Der regnes ikke med noget spild i denne proces.

Ved oparbejdning behandles PET-plasten, så den kan afsættes som råmateriale (granulat) med samme egenskaber som primære råmaterialer. Denne proces omfatter scredding, vask, nedkværning, tørring, ekstrudering og granulering (Busch et al, 2004). Ved genanvendelsesprocessen er der ifølge Busch et al. (2004) et tab på 7,4% plast. Det vurderes endvidere i Busch at PET kan omsmeltes uden kvalitetstab. Det vil sige, at 1 kg oparbejdet PET kan fortrænge 1 kg primært PET. Da det antages, at halvdelen af plasten oparbejdes i Kina vil halvdelen af de 7,4% blive deponeret, mens produktionsaffaldet i Tyskland vil blive forbrændt. Det antages at dette sker uden energiudnyttelse.

Ifølge Person et al (1998) er det svært at afgøre, om den samlede mængde af PET, der bliver genvundet, er bestemt af mængden, der indsamles, produktionskapaciteten eller af efterspørgslen på sekundært PET. I det tilfælde, at det er den indsamlede mængde PET, der afgør hvor meget der oparbejdes, vil det oparbejdede PET fortrænge primære materialer. Hvis mængden, der oparbejdes, derimod er begrænset af produktionskapaciteten eller efterspørgslen, så vil øget indsamling af PET-emballage i kuberne i København blot føre til, at en tilsvarende mængde andetsteds sendes til forbrænding eller deponering. Da der politisk i EU med emballagedirektivet er stor fokus på, at øge genanvendelsen af emballager, forudsættes det, at den øgede indsamling faktisk vil føre til en øget genanvendelse af plast. I Person et al. (1998), antages det, at halvdelen af det oparbejdede PET fortrænger primært PET, mens den anden halvdel fortrænger sekundært PET, som bliver deponeret i stedet. Dette betyder, at når der sendes 1 kg PET til genanvendelse, vil et halvt kilo faktisk blive oparbejdet og fortrænge primært PET, mens den anden halvdel vil blive deponeret, idet deponering anses som marginal affaldsbortskaffelse. I Busch et al. (2004) antages det imidlertid at oparbejdet PET fortrænger primært PET i forholdet 1 til 1. I nærværende undersøgelse antages det, at oparbejdet PET fortrænger primært materiale i forholdet 1 til 1.

Ifølge Petcore (2004) blev 70% af alt genindvundet PET i Europa i 2002 brugt til produktion af fibre, det resterende blev brugt til produktion af emballage. Når PET oparbejdes til fibre kan det fortrænge tekstiler, fx bomuld eller nylon. Det antages imidlertid, at oparbejdet PET fortrænger primær PET.

Som det fremgår af ovenstående er fastsættelsen af systemafgrænsningen for genanvendelse af PET-plast forbundet med relativt store usikkerheder. Systemafgrænsningen er vist i figur 5.9.



Figur 5.9: Systemafgrænsning for oparbejdning af PET. De største produkt- og affaldsstrømme er vist pr. 1 kg PET-plastaffald, der sendes til genanvendelse.

Oparbejdning af PET-plastaffald

Der er identificeret 3 forskellige datasæt for denne proces. De primære forskelle mellem de tre datasæt er vist i tabel 5.36.

Sammenligning af forskellige datasæt for oparbejdning af 1 kg PET-plast				
Datasæt	El	Varme	Oparbejdet PET-granulat	Beskrivelse af data
Frees (2002, s. 50)	0,58 kWh	0,014 m ³	0,926 kg	Data er fra 2000 og repræsenterer én større dansk plastvirksomhed. Baseret på oparbejdning af PE
Recycling PET bottles (Person et al., 1998, Annex A, s. 35, 38)	0,112 kWh	0,0281 m ³	1,00 kg	Data er fra 1991 og repræsenterer én større dansk plastvirksomhed
Recycling PET (Pré, 2003)	0,6 kWh	-	1,00 kg	Data er udarbejdet af Pré Consultants (SimaPro) og er baseret på Ecoinvent (2003). Gennemsnitsdata for Europa fra 1999/2000.

Tabel 5.36: Sammenligning af LCI-data for oparbejdning af 1 kg PET-plast i forskellige datasæt.

Frees (2002) giver relativt opdaterede data, men de er baserede på oparbejdning af PE-plast. I både Pré (2003) og Busch et al. (2004, s. 80), som begge opgør udvekslinger ved oparbejdning af PET, er der ikke forskel på udvekslingerne for oparbejdning af 1 kg PE og 1 kg PET. Derfor antages det, at oparbejdning af PE-affald ved omsmeltning er repræsentativ for samme proces for PET.

Person et al. (1998), som er en del af livscyklusvurderingen af emballager til øl og læskedrikke, er til gengæld lidt ældre. Pré (2003) er ikke ligeså detaljerede som Frees (2002) og Person et al. (1998).

Det vurderes, at Frees (2002) repræsenterer bedste datasæt vurderet ud fra detaljeringsgrad, og hvor opdateret det er. De tre viste datasæt afspejler relativt store variationer og dermed usikkerheder i datagrundlaget for denne proces.

Udvekslinger ved oparbejdning af 1 kg indsamlet sorteret PET			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
Energi – el	0,29 kWh	Der anvendes 0,58 kWh (Frees, 2002, s. 50). Halvdelen heraf antages at være i Tyskland	Elektricitet, UCTE, leveret til forbruger, baseret på Ecoinvent (2003), se afsnit 5.1
	0,29 kWh	Der anvendes 0,58 kWh (Frees, 2002, s. 50). Halvdelen heraf antages at være i Kina	Elektricitet, Kina, leveret til forbruger, baseret på Ecoinvent (2003), se afsnit 5.1
Energi – varme (naturgas)	0,014 m ³	(Frees, 2002, s. 50)	Natural gas, burned in industrial furnace >100kW (Ecoinvent, 2003)
Produkt- og affaldsoutput	Mængde	Kilde	Database
Oparbejdet PET-granulat	0,926 kg	(Frees, 2002, s. 48)	Produkt
Plastaffald til forbrænding	0,037 kg	Der er et spild på 7,4% (Frees, 2002, s. 48). Halvdelen antages forbrændt.	PET til forbrænding, se afsnit 5.5
Plastaffald til deponi	0,037 kg	Der er et spild på 7,4% (Frees, 2002, s. 48). Halvdelen antages deponeret.	Disposal, plastic plaster, 0% water, to inert material landfill (Ecoinvent, 2003)
Slam	3,6 g	(Frees, 2002, s. 50)	Udvekslinger herfra er ikke inkluderet

Tabel 5.37: Kortlægning af udvekslinger for processen oparbejdning. Dataene er opgjort for oparbejdning af 1 kg udsorteret plast.

Opgørelse af energiforbrug udgøres af et gennemsnit af oparbejdning af transportemballage (PE) og landbrugsfolie (PE) baseret på data for Replast A/S vist i (Frees, 2002, s. 50). Al plastaffald fra processen sendes til forbrænding. Slam stammer primært fra etiketter m.m. fra de indsamlede flasker. Mængden af slam er beregnet ud fra en massebalance for Replast's produktion (Frees, 2002, s. 50).

Fremstilling af primært PET

Der er identificeret i alt 4 forskellige datasæt for fremstilling af primær PET. De identificerede data er ikke tilgængelige på en form, så de kan sammenlignes på energi, materialeforbrug m.v. Derfor er de forskellige datasæt sammenlignet for nogle udvalgte typiske vigtige emissioner, se tabel 5.38.

Sammenligning af forskellige datasæt for fremstilling af 1 kg primær PET					
Datasæt	Kvalitet	CO ₂	NO _x	SO ₂	Beskrivelse af data
PET granulate (Ecoinvent, 2003)	PET til flasker	2470 g	7,1 g	7,3 g	Data repræsenterer gns. af eco-profiles fra den europæiske plast industri 2002
	Amorf kvalitet	2300 g	6,6 g	6,7 g	
Plast, PET (UMIP, 1996)	PET til flasker	2330 g	20 g	25 g	Data repræsenterer gns. af eco-profiles fra den europæiske plast industri 1995
	Amorf kvalitet	2220 g	19 g	23 g	
PET granulate (BUWAL, 1996)	PET til flasker	2300 g	20 g	25 g	Data repræsenterer 3 virksomheder i Schweiz 1989-1990
	Amorf kvalitet	2200 g	19 g	22 g	
PET (ETH-ESU, 1996)	Gennemsnitlig PET	3450 g	9,2 g	19 g	Data er fra starten af 1990'erne

Tabel 5.38: Sammenligning af LCI-data for fremstilling af 1 kg PET-plast i forskellige kilder.

Som det fremgår af tabel 5.38 er emissionerne af CO₂, NO_x og SO₂ ikke signifikant forskellige i de fire kilder. Primær PET findes i to overordnede kvaliteter; PET til flasker og amorf kvalitet, som hovedsageligt bruges til fibre, film og membraner. Hvilken af de to typer, der skal anvendes, afhænger af hvad oparbejdet PET substituerer. Ifølge Petcore (2004) blev 70% af alt genindvundet PET i Europa i 2002 brugt til produktion af fibre, det resterende blev brugt til produktion af emballage. På den baggrund antages det, at oparbejdet PET fortrænger primær PET af amorf kvalitet. Ifølge databeskrivelserne i tabel 5.38 er LCI-data fra Ecoinvent (2003) og UMIP (1996) de mest repræsentative, da de repræsenterer hele plastindustrien i Europa. Det vælges at anvende data fra Ecoinvent, da disse er de mest opdaterede data. Elforbruget i dataene fra Ecoinvent er imidlertid baseret på gennemsnitlig teknologi. Derfor erstattes elforbruget med marginal el (UCTE), se afsnit 5.1. Da datasættet for fremstilling af primær PET findes som databasedata i SimaPro, er det ikke dokumenteret nærmere her.

5.9 Genanvendelse af PE-HD-plast

I dette afsnit beskrives data i forbindelse med oparbejdning af PE-HD-plast til genanvendelse og fortrængt primært materiale.

Systemafgrænsning for genanvendelse af PE-HD-plast

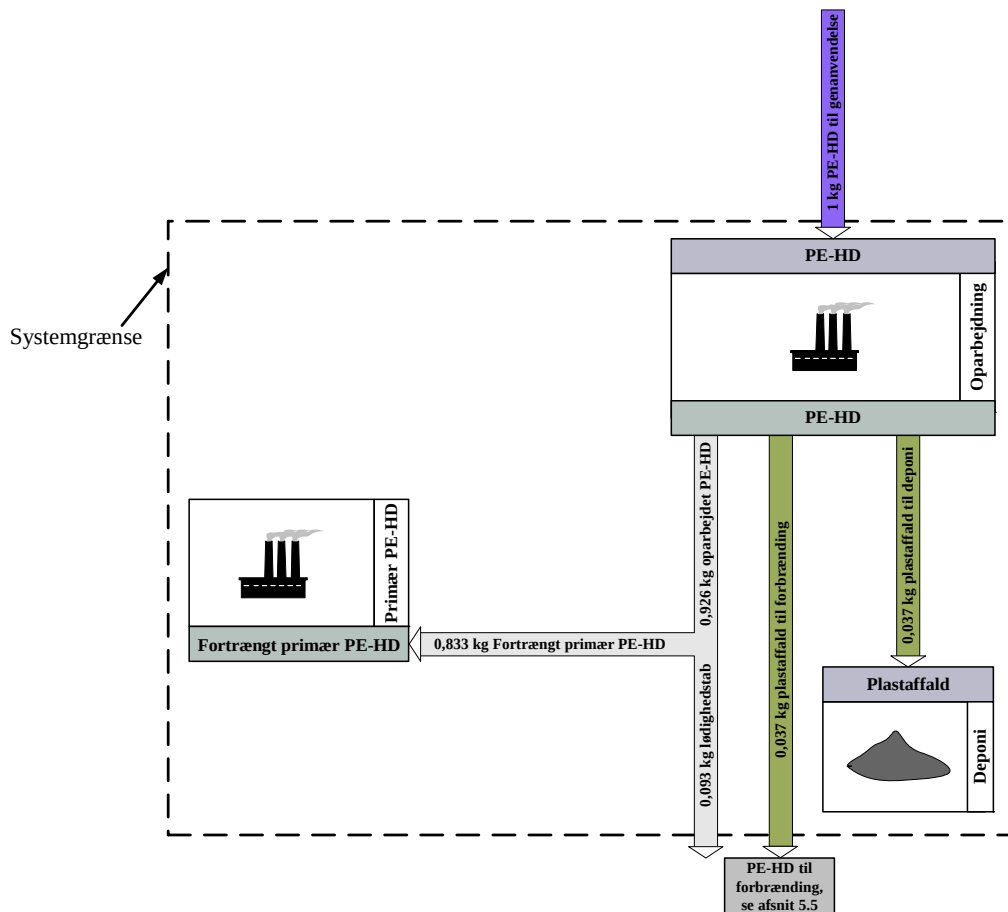
Det sorterede plast afsættes sammen med PET-plast fra Kroghs Flaskegenbrug til en aftager i Hamburg. Plasten sendes herefter, ligesom PET, videre til oparbejdning i Tyskland og Kina. Da PE-HD og PET afsættes sammen er transporten for PE-HD identisk med PET, som er beskrevet i afsnit 5.8.

Som beskrevet i afsnit 5.8, er PET- og PE-HD-plast under forsøget sorteret i separate fraktioner. Under normale omstændigheder vil de to typer plast imidlertid ikke blive separeret, før de afsættes til genanvendelse. De to typer plast kan separeres ved forskellige metoder, fx kan det udnyttes, at de to materialer har forskellig massefylde. Der regnes ikke med noget spild i denne proces.

Ved oparbejdning omsmeltes PE-HD-plasten til nyt plast, som afsættes som granulat. Processen omfatter ligesom oparbejdning af PET scredding, vask, nedkværning, tørring, ekstrudering og granulering. Ved genanvendelsesprocessen er der ifølge Busch et al. (2004) et tab på 7,4% plast. Det antages at produktionsaffald fra oparbejdning i Tyskland sendes til forbrænding uden energiudnyttelse (3,7%), og at produktionsaffald fra oparbejdning i Kina sendes til deponering (3,7%). Det vurderes endvidere i Busch at der ved genanvendelse af PE-HD sker et kvalitetstab af den oparbejdede plast. I praksis kan dette medføre to ting. På den ene side kan lav kvalitet af sekundære materialer betyde, at de ikke vil kunne have samme anvendelse som primære materialer. I dette tilfælde vil genindvundne materialer ikke fortrænge primære materialer. På den anden side kan det betyde, at der vil skulle tilføres en mængde primære materialer for at opnå samme materialeegenskaber som nyt materiale. Både i Busch et al. (2004) og Frees (2002) regnes der med et kvalitetstab ved oparbejdning af PE-HD på 10%. Dette betyder, at oparbejdet PE-HD fortrænger primært PE-HD i forholdet 1 til 0,9.

Ligesom ved PET kan der være usikkerheder forbundet med at afgøre, hvad der er den bestemmende faktor for, hvor meget PE-HD, der vil blive genindvundet. Det kan både være bestemt af mængden, der indsamles, produktionskapaciteten eller af efterspørgslen på sekundært PE-HD. Det er kun i det tilfælde, at det er den indsamlede mængde, der er den bestemmende faktor, at øget indsamling faktisk vil føre til øget genanvendelse. I nærværende undersøgelse antages det, at øget indsamling vil øge genanvendelsen.

Som det fremgår af ovenstående er fastsættelse af systemafgrænsningen for genanvendelse af PE-HD ligesom PET forbundet med relativt store usikkerheder. Systemafgrænsningen er vist i figur 5.10.



Figur 5.10: Systemafgrænsning for oparbejdning af PE-HD. De vigtigste produkt- og affaldsstrømme er vist pr. 1 kg PE-HD-plastaffald, der sendes til genanvendelse.

Oparbejdning af PE-HD-plast

Som nævnt i afsnit 5.8 er der ifølge Pré (2003) og Busch et al. (2004, s. 80) ikke forskel på udvekslingerne ved oparbejdning af PET og PE. Derfor anvendes samme data for oparbejdning af 1 kg PE-HD, som ved oparbejdning af 1 kg PET. Dataene er vist i tabel 5.37.

Fremstilling af primær PE-HD-plast

Der er identificeret i alt 4 forskellige datasæt for fremstilling af primær PE-HD. De identificerede data er ikke tilgængelige på en form, så de kan sammenlignes på energi, materialeforbrug m.v. Derfor er de forskellige datasæt sammenlignet for nogle udvalgte typiske vigtige emissioner, se tabel 5.39.

Sammenligning af forskellige datasæt for fremstilling af primær PE-HD				
Datasæt	CO ₂	NO _x	SO ₂	Beskrivelse af data
Polyethylene, HDPE, granulate, at plant (Ecoinvent, 2003)	1750 g	9,9 g	14 g	Data repræsenterer gns. af eco-profiles fra den europæiske plast industri 2002
Plast, PE (high density) rev. (UMIP, 2000)	1700 g	9,9 g	14 g	Data repræsenterer gns. af eco-profiles fra den europæiske plast industri 1999
HDPE (ETH-ESU, 1996)	2300 g	5,8 g	16 g	Data er fra starten af 1990'erne
HDPE (BUWAL, 1996)	2060 g	10 g	6 g	Data repræsenterer gns. af eco-profiles fra den europæiske plast industri 1992-95

Tabel 5.39: Sammenligning af LCI-data for fremstilling af 1 kg PE-HD i forskellige kilder.

Det fremgår af tabel 5.39, at der ikke er signifikant forskel på de identificerede datasæt. Dog er CO₂-emissionen lidt højere for dataene fra ETH-ESU og BUWAL. Dette skyldes formentligt, at disse datasæt repræsenterer ældre data end UMIP og Ecoinvent. Det vælges at anvende data fra Ecoinvent, da disse data er de mest opdaterede og omfattende. Elforbruget i dataene fra Ecoinvent er imidlertid baseret på gennemsnitlig teknologi. Derfor erstattes elforbruget med marginal el (UCTE), se afsnit 5.1. Da datasættet for fremstilling af primær PE-HD findes som databasedata i SimaPro, er det ikke dokumenteret nærmere her.

5.10 Genanvendelse af ståldåser

I dette afsnit beskrives data i forbindelse med oparbejdning af stål til genanvendelse og fortrængt primært materiale. Stål til genanvendelse fås fra to forskellige kilder; fra ståldåser indsamlet med forsøgsordningen eller fra magnetsepareret stål fra slaggen fra affaldsforbrænding. Disse to forskellige typer genanvendelse af stål vil blive beskrevet særskilt.

Systemafgrænsning for genanvendelse af ståldåser

De indsamlede ståldåser oparbejdes til genanvendelsesstål med samme egenskaber som primært stål, hvorved en tilsvarende mængde primært stål fortrænges. Genanvendelse af stål omfatter således to underordnede processer; oparbejdning af indsamlet stål og fremstilling af primært stål.

Primært stål kan overordnet fremstilles på fire forskellige måder:

- Højovn/BOF-processen
- Direkte smeltning af scrap (EAF-processen)
- Reduktion ved smeltning
- Reduktion (direkte)

(European Commission, 2001a)

Ifølge Weidema (2003) er den marginale teknologi for stålfremstilling baseret på BOF-processen. BOF-processen kan både anvende jernmalm, sinter/piller eller skrot som råmateriale.

Stålscrap kan oparbejdes til nyt stål i to forskellige processer: BOF- (basic oxygen furnace) eller EAF- (electric arc furnace) processen (European Commission, 2001a). Ståldåser vil blive oparbejdet i den såkaldte BOF-proces, da det i denne proces er lettere at håndtere dåsernes indhold af tin end i EAF-processen (Frees et al., 1998). Stålscrap, som har et mindre indhold af tin, oparbejdes normalt ved EAF-processen. Derfor sendes magnetsepareret stål fra slaggen fra affaldsforbrænding typisk til oparbejdelse ved EAF-processen. EAF-processen er generelt begrænset af den tilgængelige mængde stål scrap på markedet, mens der i BOF-processen både kan anvendes scrap og råjern som råstof. Derfor vil en ændring af tilgængelig stålscrap (med lavt indhold af tin) påvirke EAF-processen.

Ud fra billedstudier af fraktionen af ståldåser kan det ses, at stort set alle dåser er 0,33 liters dåser. Derfor antages det, at alle dåser er 0,33 liters dåser.

Ifølge Frees et al. (1998, s. A36) består 1 kg 0,33 liters ståldåser af omkring 0,105 kg aluminium, som indgår i låget. Denne mængde aluminium medgår i smeltebadet ved oparbejdningen af stål, hvor det oxiderer til Al_2O_3 og dermed afgiver varme, som anvendes til at smelte stålet (Frees et al, 1998 og European Commission, 2001a, s. 219). Det oxiderede aluminium ender i slaggen fra processen. Varmedefinitionen ved oxidering af aluminiumindholdet er større end den krævede mængde varme til at smelte de 0,895 kg stål. Derfor tilsættes en mængde stålscrap for at udnytte den afgivne varme. Ved oxidering af 1 kg aluminium frigives 27 MJ varme (Frees et al, 1998, s. A36). Der går 1,5 MJ til at opvarme og smelte 1 kg stålscrap og omkring 75% af den frigivne energi fra det oxiderede aluminium udnyttes (Frees et al, 1998, s. A36). Den resterende varme tabes gennem konvektion og med røggas. Det vil sige, at når 1 kg ståldåser oparbejdes og de 0,105 kg aluminium oxiderer, så frigives der 2,8 MJ varme. Heraf udnyttes 2,1 MJ, hvilket svarer til de 75% af energi som udnyttes. Dette betyder, at der kan opvarmes og smeltes 1,4 kg stålscrap idet der medgår 1,5 MJ/kg hertil. Da 1 kg dåser indeholder 0,895 kg stål tilsættes der yderligere 0,52 kg stålscrap for at udnytte varmen fra det oxyderede aluminium.

Når der anvendes 0,52 kg stålscrap til BOF-processen, vil en tilsvarende mindre mængde være tilgængelig for oparbejdning af stålscrap i EAF-processen.

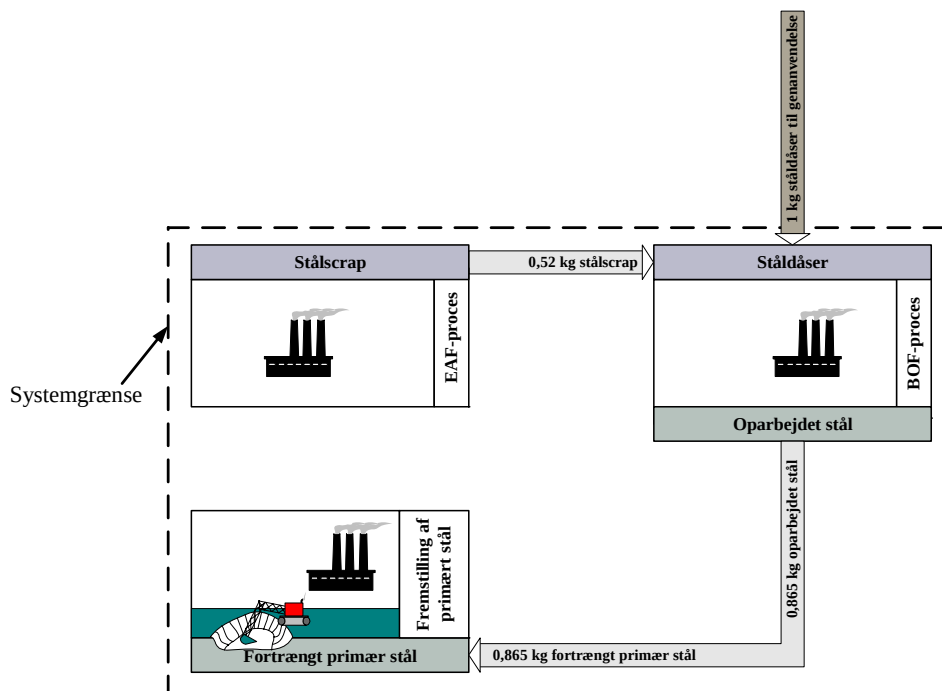
Det samlede input til BOF-processen pr. 1 kg ståldåser er 1 kg ståldåser og 0,52 kg stålscrap. Outputtet fra processen estimeres ud fra et output/ input forhold fra Frees et al. (1998, s. A36) på 0,865. Det vil sige, at outputtet pr. 1 kg ståldåser til omsmeltning er 1,31 kg oparbejdet stål. Det vil imidlertid kun være outputtet på 0,865 kg som stammer fra de oparbejdede dåser, der vil fortrænge primært fremstilling af stål. De 0,52 kg stålscrap der tilføres processen flyttes blot fra én oparbejdningsproces til en anden, hvilket ikke påvirker mængden af fortrængt primær fremstilling af stål.

Det antages, at oparbejdet stålscrap og dåser vil fortrænge primært stål i forholdet 1 til 1. Det kan diskuteres hvorvidt denne antagelse er gældende på lang sigt. Dette skyldes, at stålscrap ofte er forurennet med kobber, som har betydning for stålets materialeegenskaber. Herved betyder oparbejdning af stålscrap, at stålpuljens genanvendelighed mindskes på lang sigt. Ifølge Weidema (2003, s. 101) er den nuværende situation for genanvendelse udtryk for en midlertidig situation, fordi forureningen, pga. et konstant in flow af forurennet stålscrap, med tiden vil stige til et kritisk niveau i forhold til genanvendelighed. Situationen i fremtiden vil derfor være, at forurennet stålscrap ikke kan genanvendes, og at det skal sendes til en affaldsbehandling. Derfor skal dette anses for den marginale proces, som påvirkes ved genanvendelse af stålscrap.

På trods af ovenstående bibeholdes antagelsen om, at oparbejdet stål fortrænger primært stål i forholdet 1 til 1. Dette begrundes med:

- at genanvendelse af dåser ikke bidrager til forurening af stålpuljen med kobber
- at der i fremtiden sandsynligvis vil blive igangsat initiativer til mindskelse af forureningen af stål-puljen, fx tilbageleveringsordninger for kobberholdige stålprodukter (elektronik) og markeder for flere kvaliteter af oparbejdet stål

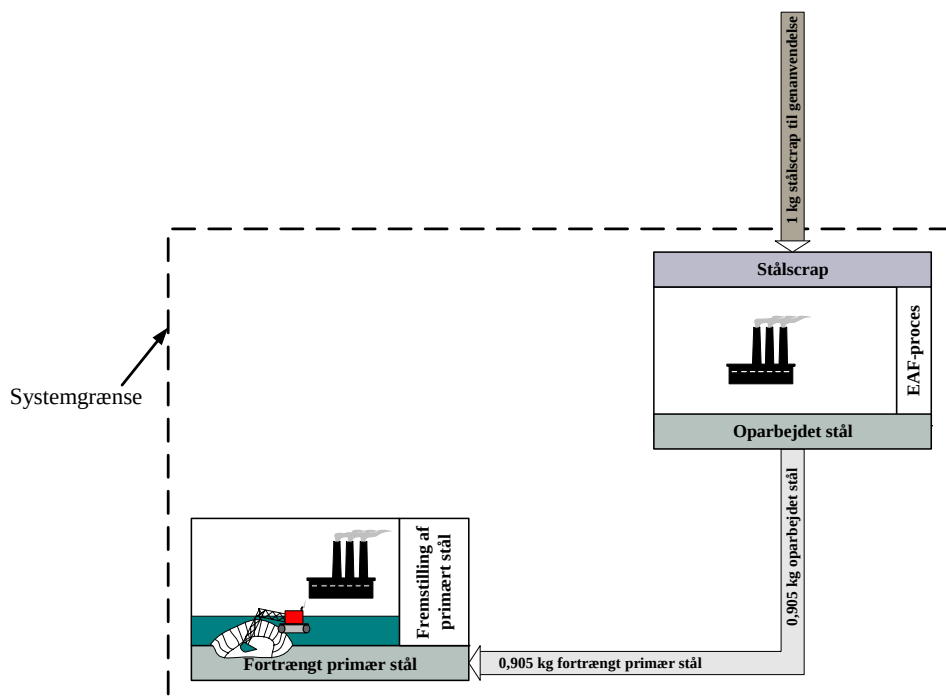
I figur 5.11 er systemafgrænsningen for ståldåser til genanvendelse vist.



Figur 5.11: Systemafgrænsning for oparbejdning af ståldåser. De vigtigste produkt- og affaldsstrømme er vist pr. 1 kg dåser, der sendes til genanvendelse.

Systemafgrænsning for genanvendelse af stålsrap fra affaldsforbrændingsanlæg

Som beskrevet i forrige afsnit sendes stålsrap fra affaldsbehandlingsanlæg til genanvendelse i den såkaldte EAF-proces. Det antages at en del af aluminiumet fra ståldåserne vil blive frasorteret i scrapperen på affaldsforbrændingsanlægget. Herved antages det at stållindholdet i scrappet fra dåserne svarer til gennemsnitlig stålsrap. Ifølge European Commission er forholdet mellem output af oparbejdet stål og input af scrap til EAF-processen 0,905. Herved kan systemet for genanvendelse af stålsrap fra affaldsforbrændingsanlæg opstilles som vist i figur 5.12 nedenfor.



Figur 5.12: Systemafgrænsning for oparbejdning af magnetsepareret stålsrap fra affaldsforbrændingsanlæg. De vigtigste produkt- og affaldsstrømme er vist pr. 1 kg stålsrap, der sendes til genanvendelse.

Transport af magnetsepareret stålsrap fra affaldsforbrænding

Transport forbundet med genanvendelse af 1 kg magnetsepareret stål fra affaldsforbrænding er vist i tabel 5.40 nedenfor.

Transport af 1 kg magnetsepareret stålsrap fra affaldsforbrænding				
Transportmiddel	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Amagerforbrænding – Kassel	1 kg	27 km	27 kgkm
Lastbil, motorvej	Amagerforbrænding – Kassel	1 kg	763 km	763 kgkm

Tabel 5.40: Kortlægning af transport ved genanvendelse af 1 kg magnetsepareret stål fra affaldsforbrænding.

Transport af magnetsepareret stålsrap fra affaldsforbrænding er identisk for alle analyserede scenarier. Data for emissioner fra de forskellige transportmidler er beskrevet i afsnit 5.2.

Fremstilling af primært stål

Til fremstilling af primært stål med BOF-processen er der kun identificeret ét datasæt, som er fra Ecoinvent (2003). Datasættet er i høj grad baseret på en tidligere udgave af European Commission (2001a) og er beskrevet i detaljer i Althaus et al. (2003). European Commission (2001a) er data indsamlet sidst i 1990'erne i forbindelse med udarbejdelse af dokumenter om BAT (Best Available Techniques). Der findes

i Ecoinvent data for både ulegeret, og lav-legeret stål. Det antages at oparbejdet stål fra dåser fortrænger ulegeret stål. Datasættet for ulegeret stål produceret i BOF-processen er baseret på et råvareinput bestående af 79% råjern fra højovn, 19% stålscrap og 2% malm med højt indhold af jern. Da dette afspejler et europæisk gennemsnit. Da der skal anvendes data for ren primært stål, erstattes de 19% scrap i datasættet med råjern fra højovn. Elforbruget i dataene fra Ecoinvent er baseret på gennemsnitlig teknologi. Derfor erstattes elforbruget med marginal el (UCTE), se afsnit 5.1.

Datasættet inkluderer minedrift, smeltning i højovn, BOF-processen, transport af råvarer, infrastruktur og deponering af slagge. Der er taget højde for at ikke al slagge deponeres, da en del genanvendes til bl.a. fyldmateriale ved byggeri. Der er imidlertid ikke godskrevet for dette. Da transport af råvarer ændres, når de 19% scrap erstattes med råjern fra højovn, er datasættet tilpasset dette.

Datasættets navn i SimaPro er: *Steel, converter, unalloyed, at plant* (Ecoinvent, 2003). Da datasættet findes som databasedata i SimaPro, er det ikke dokumenteret nærmere her.

Oparbejdning af ståldåser (BOF-processen)

Der er identificeret to datasæt for oparbejdning af stålskrot i BOF-processen. Frees et al. (1998), som er en del af livscyklusvurderingen af emballager til øl og læskedrikke, er baseret på data fra 1990'erne. European Commission (2001a) er data indsamlet sidst i 1990'erne i forbindelse med udarbejdelse af dokumenter om BAT (Best Available Techniques). Disse data er ikke indsamlet med henblik på en livscyklusvurdering og findes derfor heller ikke i nogen LCI-databaser. Der findes ikke data i Ecoinvent for oparbejdning af rent stålskrot. Der findes kun data for gennemsnitlig stålfremstilling med BOF-processen. Dette datasæt kan ikke, som i tilfældet for primært stål, tilpasses ved at udbytte mængden af primære råstoffer med scrap, da der således ikke vil blive taget højde for energigenereringen m.v. ved oxidering af aluminiumslågene. I tabel 5.41 nedenfor er de to datasæt sammenlignet for udvalgte udvekslinger.

Sammenligning af forskellige datasæt for oparbejdning af 1 kg stålskrot med BOF-processen				
Datasæt	El	Varmeforbrug (naturgas)	CO ₂ -emission	Beskrivelse af data
Frees et al. (1998, s. A35)	0,056 kWh	0,13 MJ	-	Data er fra 1990'erne
European Commission (2001a, s. 230)	0,009-0,029 kWh	0,017-0,048 MJ	9,7-121 g	Data er baseret på fire stålværker med BOF i EU. Den høje værdi for CO ₂ er hvis BOF-gassen forbrændes

Tabel 5.41: Sammenligning af udvalgte LCI-data for oparbejdning af 1 kg stålskrot. Værdierne i kilderne er givet for 1 kg oparbejdet stål, og er derfor omregnet til værdier for oparbejdning af 1 kg stålskrot ved anvendelse af et output/input-forhold på 0,865.

Generelt er dataene fra European Commission (2001a) mere detaljerede og nyere end Frees et al. (1998). Desuden er dataene fra European Commission (2001a) angivet i intervaller, som afspejler forskellige produktionsanlæg. Det høje varmekonsum for European Commission (2001a) skyldes, at der ikke er godskrevet for at anlæggene ved forbrænding af BOF-gassen kan blive nettoproducenter af varme.

På baggrund af ovenstående vælges at anvende data fra European Commission (2001a) for oparbejdning af ståldåser. Ved anvendelse af data fra European Commission bliver datakilderne, detaljeringsniveauet, geografisk afgrænsning og teknologiniveauet desuden tilsvarende som for primært stål, idet Ecoinvent-dataene er baseret herpå. Da det er uvist om en eventuel netto varmeproduktion vil kunne fortrænge anden varmeproduktion, sættes varmekonsumet til 0 MJ. For alle emissioner anvendes medianen for de angivne intervaller. Der er desuden suppleret med data for gennemsnitlig stålfremstilling med BOF-processen fra

Ecoinvent beskrevet i Althaus et al. (2003). Udvekslingerne relateret til oparbejdning af 1 kg ståldåser er vist i tabel 5.42 nedenfor.

Udvekslinger fra oparbejdning af 1 kg ståldåser med BOF-processen			
Input: Energi, materialer, transport og infrastruktur	Mængde	Kilde	Database
Energi – el	0,019 kWh	European Commission (2001a)	Elektricitet, UCTE, leveret til forbruger, baseret på Ecoinvent (2003), se afsnit 5.1
Energi – varme (naturgas)	0 MJ	Antaget på baggrund af Frees et al. (1998, s. A35)	-
Oxygen	62 g	Althaus et al. (2003)	Oxygen, liquid, at plant (Ecoinvent, 2003)
Dolomit	2,4 g	European Commission (2001a)	Dolomite, at plant (Ecoinvent, 2003)
Kalk (CaO)	37 g	European Commission (2001a)	Quicklime, in pieces, loose, at plant (Ecoinvent, 2003)
Infrastruktur – BOF-anlæg	$1,15 \cdot 10^{-11}$ stk.	Althaus et al. (2003)	Blast oxygen furnace converter (Ecoinvent, 2003)
Output: Emissioner	Mængde	Kilde	Delmiljø
CO ₂	65 g	European Commission (2001a)	Luft
CO	4,1 g	European Commission (2001a)	Luft
NO _x	11 mg	European Commission (2001a)	Luft
PAH	0,00010 mg	European Commission (2001a)	Luft
Cr	0,16 mg	European Commission (2001a)	Luft
Cu	0,022 mg	European Commission (2001a)	Luft
Pb	0,45 mg	European Commission (2001a)	Luft
Mn	0,52 mg	European Commission (2001a)	Luft
Output: Produkter og affald til behandling	Mængde	Kilde	Produkt/Database
Oparbejdet stål	0,865 kg	Frees et al. (1998, s. A35)	Produkt
Slagge til deponi	28 g	Althaus et al. (2003)	Disposal, basic oxygen furnace wastes, 0% water, to residual material landfill/CH (Ecoinvent, 2003)
Støv og sten til deponi	2,5 g	Althaus et al. (2003)	Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill/CH (Ecoinvent)

Tabel 5.42: Kortlægning af udvekslinger for processen oparbejdning af 1 kg ståldåser i BOF-processen.

Ifølge European Commission (2001a) er der i alt 158 g slagge, støv og sten pr. kg oparbejdet stål. Det er imidlertid kun i størrelsesordenen 25% heraf, der deponeres. Det resterende genanvendes. Der er ikke godskrevet for denne genanvendelse, da miljøpåvirkningen herfra anses for ubetydelig. Der er i Ecoinvent kun medregnet drift af deponiet og infrastruktur. Det vil sige, der ikke er taget højde for emissioner på kort og lang sigt fra deponering af slaggen. Det har ikke været muligt at skaffe data for udvaskning fra deponering af slaggen på kort og lang sigt.

I forhold til Ecoinvent dataene for primært stål afviger detaljeringsgraden ubetydeligt, da der i ovenstående data ikke er medtaget transport af oxygen, dolomit og kalk.

Oparbejdning af stålscrap (EAF-processen)

Der er identificeret tre datasæt for oparbejdning af stålscrap med EAF-processen. De to af datasættene er fra samme kilder som datasættene for oparbejdning med BOF-processen (European Commission, 2001a og Frees et al., 1998). Det tredje datasæt er fra Ecoinvent databasen er beskrevet i detaljer i Althaus et al. (2003). Dataene fra Ecoinvent er baseret på en tidligere udgave af European Commission (2001a). De tre datasæt er for udvalgte udvekslinger sammenlignet i tabel 5.43.

Sammenligning af forskellige dataset for oparbejdning af 1 kg stålskrot med EAF-processen				
Datasæt	El	Varmeforbrug	CO-emission	Beskrivelse af data
Frees et al. (1998, s. A49)	0,30 kWh	0,58 MJ	-	Data er fra 1990'erne
European Commission (2001a, s. 281)	0,31 – 0,45 kWh	0,81-0,95 MJ	2,1 g	Data er baseret på gennemsnit fra en lang række stålværker med EAF i EU.
Steel, electric, un- and low-alloyed, at plant (Ecoinvent, 2003)	1,38 kWh	0,88 MJ	2,1 g	Data er baseret på tidligere udgave af European Commission (2001a)

Tabel 5.43: Sammenligning af udvalgte LCI-data for oparbejdning af 1 kg stålskrot. Værdierne i kilderne er givet for 1 kg oparbejdet stål, og er derfor omregnet til værdier for oparbejdning af 1 kg stålskrot ved anvendelse af et output/input-forhold på 0,905 (European Commission, 2001a).

Forskellen i varmekonsum er ikke signifikant. Elektricitetsforbruget i dataene fra Ecoinvent skiller sig en del ud. Dette skyldes formentlig en fejl i Ecoinvent, da der ved tjek i primærkilden hertil kan aflæses en præcis forskel med en faktor 3,6, som er omregningsfaktoren mellem MJ og kWh. Derfor antages det reelle elektricitetsforbrug i dataene fra Ecoinvent at være 0,38 kWh, som svarer præcis til gennemsnittet i European Commission (2001a). Generelt afviger de tre datasæt ikke markant fra hinanden. Frees et al. (1998) angiver et elektricitets- og varmekonsum som er lidt mindre end i European Commission (2001a) og Ecoinvent (2003).

Igen er data fra European Commission (2001a) nyere og mere detaljerede end Frees et al. (1998). Desuden er disse data konsistente med de anvendte data for primært stål og oparbejdning af dåser med BOF-processen. Derfor anvendes disse data. I de tilfælde, hvor der ikke findes data i European Commission (2001a) suppleres med data fra Ecoinvent (2003). Det drejer sig specifikt om infrastruktur for EAF-anlægget.

I European Commission (2001a) angives der ikke, hvilke brændsler varmekonsumet baseres på. Dette er i Ecoinvent (2003) antaget at være baseret på naturgas, hvilket også antages i nærværende opgørelse.

Da alle udvekslinger i European Commission (2001a) er angivet i intervaller, skal der fastsættes et niveau. I de tilfælde, hvor der i European Commission (2001a) er estimeret gennemsnitsværdier er disse brugt, mens niveauet i de øvrige tilfælde er fastsat som medianen i de angivne intervaller. Udvekslingerne relateret til oparbejdning af 1 kg stålscrap er vist i tabel 5.44 nedenfor.

Udvekslinger fra oparbejdning af 1 kg stålscrap med EAF-processen			
Input: Energi, materialer, transport og infrastruktur	Mængde	Kilde	Database
Energi – el	0,383 kWh	European Commission (2001a)	Elektricitet, UCTE, leveret til forbruger, baseret på Ecoinvent (2003), se afsnit 5.1
Energi – varme (naturgas)	0,882 MJ	European Commission (2001a) og Althaus et al. (2003)	Natural gas, burned in industrial furnace >100kW (Ecoinvent, 2003)
Oxygen	46 g	Althaus et al. (2003)	Oxygen, liquid, at plant (Ecoinvent, 2003)
Kalk (CaO)	50 g	European Commission (2001a)	Quicklime, in pieces, loose, at plant (Ecoinvent, 2003)
Grafitelektroder	2,7 g	European Commission (2001a)	Anode, aluminium electrolysis (Ecoinvent, 2003)
Kul	13 g	European Commission (2001a)	Hard coal mix, at regional storage/UCTE (Ecoinvent, 2003)
Infrastruktur – EAF-anlæg	$3,6 \cdot 10^{-11}$ stk.	Althaus et al. (2003)	Electric arc furnace converter (Ecoinvent, 2003)
Output: Emissioner	Mængde	Kilde	Delmiljø
CO	2,1 g	European Commission (2001a)	Emission til luft
NO _x	163 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
SO ₂	70 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
HCl	4,7 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
HF	2,1 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
PAH	0,034 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
Benzen	1,7 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
Chloro benzen	0,020 mg	European Commission (2001a)	Er ikke inkluderet i UMIP-metoden
Hg	0,16 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
Pb	0,52 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
Cr	0,36 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
Ni	0,19 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
Zn	7,7 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
Cd	0,024 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft
Cu	0,072 mg	European Commission (2001a)	Emission til luft

...Tabel 5.44 fortsættes på næste side...

... fortsat fra forrige side

Output: Produkter og affald til behandling	Mængde	Kilde	Produkt/Database
Oparbejdet stål	0,905 kg	European Commission (2001a)	Produkt
Slagge til deponi	84 g	Althaus et al., (2003)	Disposal, slag, unalloyed electr. Steel, 0% water, to residual material landfill/CH (Ecoinvent, 2003)
Støv til deponi	8,7 g	Althaus et al. (2003)	Disposal, dust, unalloyed EAF steel, 15.4% water, to residual material landfill/CH (Ecoinvent, 2003)
Mursten til deponi	4,5 g	Althaus et al. (2003)	Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill/CH (Ecoinvent, 2003)

Tabel 5.44: Kortlægning af udvekslinger for processen oparbejdning af 1 kg stålsrap i EAF-processen. Værdierne i kilden er givet for 1 kg oparbejdet stål, og er derfor omregnet til værdier for oparbejdning af 1 kg stålskrot ved anvendelse af et output/input-forhold på 0,905.

Ifølge European Commission (2001a) er der i alt 160 g slagge, 17 g støv og 5,5 g mursten. Det er imidlertid kun omkring 60% af slaggen og støvet, der deponeres. Det resterende genanvendes. Der er ikke godskrevet for denne genanvendelse, da miljøpåvirkningen herfra anses for ubetydelig. Der er i Ecoinvent kun medregnet drift af deponiet og infrastruktur. Det vil sige, der ikke er taget højde for emissioner på kort og lang sigt fra deponering af slaggen. Det har ikke været muligt at skaffe data for udvaskning fra deponering af slaggen på kort og lang sigt.

I datasættet fra Ecoinvent (2003) er ressourceforbruget af jern (Fe) 1,18 kg pr. kg fremstillet primært stål. Dette afviger fra ressourceforbruget på 1,0 kg jern pr. kg fremstillet primært stål i UMIP (1996). Forskellen skyldes formentligt, at der i UMIP regnes i rene ressourcer og ikke i jern åre (Hauschild og Wenzel, 1997). Derfor anvendes de 1,0 kg fra UMIP (1996).

5.11 Genanvendelse af aluminiumdåser

I dette afsnit beskrives data og systemafgrænsning i forbindelse med oparbejdning af aluminium til nyt aluminium og fortrængt primært materiale.

Systemafgrænsning for genanvendelse af aluminiumdåser

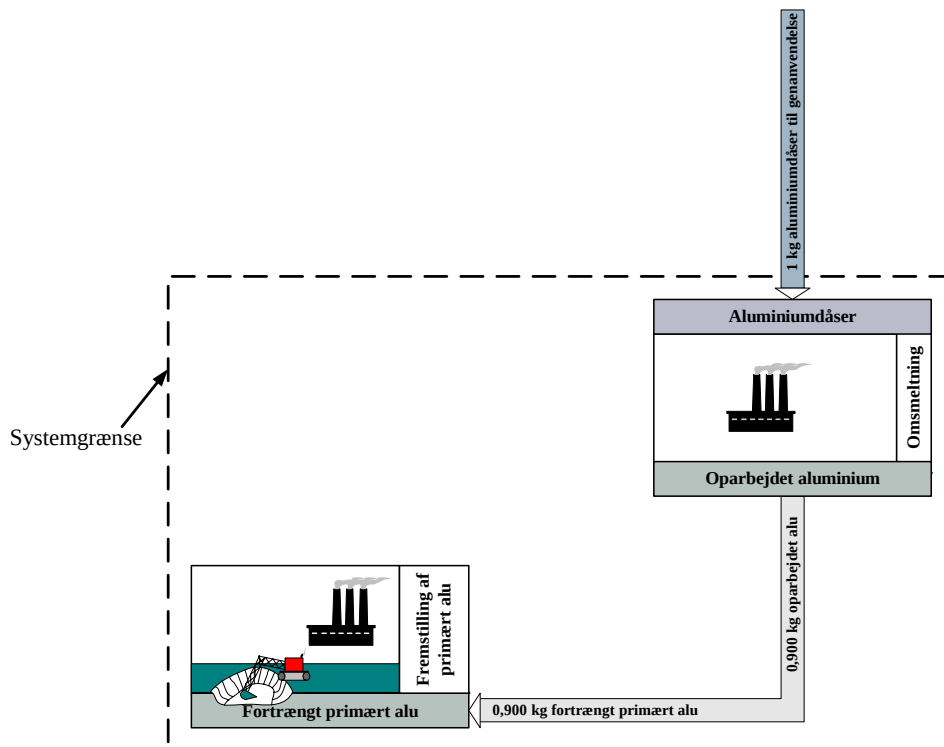
De indsamlede aluminiumdåser oparbejdes til sekundært aluminium med samme egenskaber som primært aluminium. Herved fortrænges en tilsvarende mængde primært aluminium. Genanvendelse af aluminium omfatter således to underordnede processer; oparbejdning af indsamlet aluminium og fremstilling af primært aluminium.

Primært aluminium fremstilles ved, at råstoffet aluminiumoxid (Al_2O_3) udvindes fra bauxit ved Bayer processen ved tilsætning af kalk og saltsten. Aluminium produceres ud fra aluminiumoxid ved elektrolyse (Hall-Héroult processen). Der anvendes generelt to forskellige slags anoder hertil: ”prebaked” anode teknologi og den ældre ”Söderberg” teknologi, der med tiden vil blive udfaset (Ryberg et al., 1998). Ifølge Weidema (2003) er den marginale teknologi ”prebaked” teknologien. Derfor anvendes data der denne proces ved opgørelse af udvekslinger i forbindelse med fremstilling af primært aluminium. Generelt anvendes der omkring 4,5 kg bauxit til fremstilling af 2 kg aluminiumoxid, som ved elektrolyseprocessen giver 1 kg aluminium.

Ved oparbejdning af aluminiumdåser forbehandles materialet før det sendes ind i en smelteovn. I forbehandlingen fjernes eventuelle urenheder, fx kan eventuelt jern fjernes ved granulering og magnetisk separation (European Commission, 2001b). Det antages at de udsorterede aluminiumdåser ikke indeholder stål. Samme antagelse anvendes i Ryberg et al. (1998). I oparbejdningsprocessen af aluminiumdåserne tabes 10% af inputtet af aluminium.

Det fremstillede sekundære aluminium antages at fortrænge primært aluminium i forholdet 1 til 1. Som ved stål kan denne antagelse diskuteres, da noget sekundært aluminium er af dårligere kvalitet end primært aluminium. Det har ikke været muligt at skaffe data for dette.

Systemafgrænsningen for genanvendelse af aluminium er vist i figur 5.13.



Figur 5.13: Systemafgrænsning for genanvendelse af aluminiumdåser. De vigtigste produkt- og affaldsstrømme er vist pr. 100% aluminiumdåser, der sendes til genanvendelse.

I afsnit 5.1 er marginal elektricitet identificeret som el produceret på naturgas. Fremstilling af primært aluminium er en meget energikrævende proces, hvilket betyder at aluminiumværkerne i høj grad lokaliseres efter hvor billig elektricitet er tilgængelig (Weidema, 2003). Dette betyder at nye aluminiumværker ofte placeres i områder med uudnyttet vandkraft og naturgas, som ”flares” i forbindelse med udvinding af olie. Den høje andel af vandkraft og naturgas viser sig også at være gældende historisk således, at andelen heraf er relativt konstant over tid. På baggrund heraf anses marginal el i Weidema (2003) ved fremstilling af primært aluminium at være baseret på 57% vandkraft, 14% naturgas og 29% kul.

Fremstilling af primært aluminium

Der er identificeret fem datasæt for fremstilling af primært aluminium. Disse er henholdsvis fra Ecoinvent (2003), Ryberg et al. (1998), ETH-ESU (1996), BUWAL250 (1996) og UMIP (1996). Da data fra BUWAL250 svarer til ETH-ESU data uden data for infrastruktur udelades disse data. Ecoinvent er en opdatering af ETH-ESU og Ryberg er en forarbejdning af data fra UMIP. De fire datasæt er sammenlignet for udvalgte nøgleudvekslinger i tabel 5.45.

Sammenligning af forskellige dataset for fremstilling af primært aluminium				
Datasæt	El	CO ₂ -emission	NO _x -emission	Beskrivelse af data
Ryberg et al. (1998) ²⁴	14,9 kWh	?	?	Data er fra midt i 1990'erne
Aluminium, primary, at plant (Ecoinvent, 2003)	15,5 kWh	9,50 kg	21,6 g	Data er fra sidst i 1990'erne og først i 2000.
Aluminium 0% recycled (ETH-ESU, 1996)	15,7 kWh	9,96 kg	19,8 g	Data er fra først i 1990'erne
Al (primær) UMIP (1996)	15,9 kWh	10,9 kg	34,6 g	Data er fra først i 1990'erne

Tabel 5.45: Sammenligning af udvalgte LCI-data for fremstilling af 1 kg primært aluminium.

Det fremgår af tabel 5.45, at de forskellige datasæt ikke afviger signifikant fra hinanden, når der ses på de udvalgte nøgleudvekslinger. Alle datailder tager højde for, at elektricitet i aluminiumsindustrien i høj grad er baseret på vandkraft.

Data fra Ryberg et al. (1998) og UMIP (1996) inkluderer ikke infrastruktur. Da data fra Ecoinvent repræsenterer de nyeste og mest detaljerede data vælges det at anvende disse. Datasættet fra Ecoinvent er nærmere beskrevet i Althaus et al. (2003). Disse data inkluderer udvinding af bauxit, fremstilling af aluminiumoxid, fremstilling af aluminium ved elektrolyse, forbrug af hjælpeoffer, bortskaffelse af affaldsstoffer (deponering) samt infrastruktur. Teknologien anvendt ved elektrolyse i Ecoinvent er 85% "prebaked" teknologi og 15% "Söderberg" teknologi. Jævnfør systemafgrænsningen i forrige afsnit burde der udelukkende anvendes "prebaked" teknologi. Det vurderes imidlertid, at de 15% af aluminiumsfremstillingen, som foregår ved brug af "Söderberg" teknologien, er ubetydelig for opgørelsen af udvekslinger forbundet med fremstilling af primært aluminium. I European Commission (2001b) er de to teknologier sammenlignet for udvalgte parametre. Det fremgår heraf, at der ikke er nævneværdig forskel på materiale- og energiforbruget i de to processer. Begge processer har samme udnyttelse af det primære råstof; aluminiumoxid. "Söderberg" teknologien har et samlet elforbrug, der er omkring 8% større end "prebaked" teknologien. Dette betyder, at elforbruget ændres med omkring 1%, hvis der udelukkende blev anvendt data for "prebaked" teknologien.

Det anvendte mix af teknologier for fremstilling af elektricitet til aluminiumsindustrien fordeler sig som følger: Vandkraft (53%), kul (20%), atomkraft (14%), brunkul (5%), naturgas (5%) og olie (3%). Dette afviger fra fordelingen vist under systemafgrænsningen vist i forrige afsnit. Det vælges derfor at tilpasse det anvendte mix af teknologier for fremstilling af elektricitet, så det afspejler en fordeling på vandkraft (57%), naturgas (14%) kul (29%). Varmeforbruget dækkes i Ecoinvent af en nogenlunde ligelig fordeling mellem naturgas og olie.

I datasættet fra Ecoinvent (2003) er ressourceforbruget af aluminium (Al) 2,19 kg pr. kg fremstillet primært aluminium. Dette afviger væsentligt fra ressourceforbruget på 1,007 kg Al pr. kg fremstillet primært aluminium i UMIP (1996). Forskellen skyldes formentligt, at der i UMIP regnes i rene ressourcer og ikke i aluminium åre (Hauschild og Wenzel, 1997). Derfor anvendes de 1,007 kg fra UMIP (1996).

Da datasættet findes som databasedata i SimaPro, er de ikke dokumenteret nærmere her.

²⁴ De tilgængelige data er opdelt på fremstilling af Al₂O₃ og aluminium. De samlede værdier for 1 kg aluminium fås ved 1,91 kg Al₂O₃ og 1 kg aluminiumfremstilling. (Ryberg et al. 1998, s. A4-7). Det har ikke været muligt at fastsætte den samlede værdi for CO₂ og NO_x-emission i Ryberg et al. (1998), da dette ville kræve en aggregering af data fordelt på flere publikationer.

Oparbejdning af aluminiumdåser

Alle de identificerede datasæt for primært aluminium indeholder ligeledes data for sekundært aluminium, det vil sige aluminium oparbejdet fra aluminiumscrap. I tabel 5.46 er datasættene sammenlignet for nogle udvalgte nøgleudvekslinger.

Sammenligning af forskellige datasæt for oparbejdning af 1 kg aluminiumdåser				
Datasæt	El	Varme	CO ₂ -emission	Beskrivelse af data
Ryberg et al. (1998) ²⁵	1,1 kWh	0,59 MJ	?	Data er fra midt i 1990'erne
Aluminium, secondary, from old scrap, at plant (Ecoinvent, 2003)	0,26 kWh	7,9 MJ	1,1 kg	Data er fra sidst i 1990'erne og først i 2000.
Aluminium 100% recycled (ETH-ESU, 1996)	0,27 kWh	8,0 MJ	0,80 kg	Data er fra midt i 1990'erne
Al (genbrugt 100%) (UMIP, 1996)	0,13 kWh	5,6 MJ	0,64 kg	Data er fra først i 1990'erne

Tabel 5.46: Sammenligning af udvalgte LCI-data for oparbejdning af 1 kg indsamlede aluminiumdåser. Værdierne i kilderne er givet for 1 kg oparbejdet aluminium, og er derfor omregnet til værdier for oparbejdning af 1 kg aluminium ved anvendelse af et output/input-forhold på 0,9 (Ryberg et al., 1998).

Ved sammenligning af de tre datasæt ses det, at der er relativt store forskelle i energiforbrug. Datasættet fra Ryberg et al. (1998) skiller sig særligt ud. Der har ikke været muligt at finde en forklaring herpå. Dataene fra UMIP (1996) skiller sig lidt ud fra Ecoinvent (2003) og ETH-ESU (1996). En forklaring herpå kan være, at UMIP udelukkende er baseret på oparbejdningsanlæg i Danmark, mens Ecoinvent og ETH-ESU er for hele Europa. Da Ecoinvent repræsenterer de nyeste og mest detaljerede data, vælges det at anvende dette datasæt.

Datasættet fra Ecoinvent er nærmere beskrevet i Althaus et al. (2003). Data fra Ecoinvent inkluderer indsamling, sortering og forbehandling af scrap, omsmelting, legering og støbning af aluminiumbarrer. Desuden er forbrug af hjælpestoffer, transport af råvarer og infrastruktur inkluderet. Da indsamling og sortering opgøres særskilt i nærværende livscyklusvurdering skal dette tages ud af datasættet fra Ecoinvent. I Ecoinvent er indsamling, sortering og forbehandling samlet i én proces; *Aluminium scrap, old, at plant* (Ecoinvent, 2003). Indsamling og sortering udgøres udelukkende af transport i denne proces. Derfor udelades transportprocesserne herfra. Elforbruget i dataene fra Ecoinvent er baseret på gennemsnitlig teknologi. Derfor erstattes elforbruget med marginal el (DK), se afsnit 5.1.

Da datasættet for oparbejdning af aluminiumscrap findes som databasedata i SimaPro, er det ikke dokumenteret nærmere her.

²⁵ De tilgængelige data er opdelt på fremstilling af Al₂O₃ og aluminium. De samlede værdier for 1 kg aluminium fås ved 1,91 kg Al₂O₃ og 1 kg aluminiumfremstilling. (Ryberg et al. 1998, s. A4-7). Det har ikke været muligt at fastsætte den samlede værdi for CO₂ og NO_x-emission i Ryberg et al. (1998), da dette ville kræve en aggregering af data fordelt på flere publikationer.

5.12 Relatering til den funktionelle enhed

I de forrige afsnit i dette kapitel er udveklingerne for alle de anvendte processer kortlagt. Disse processer er i hvert af de beskrevne trin i affaldets livscyklus relateret til 1 kg affald. For at kunne foretage en beregning af de samlede udvekslinger fra de forskellige scenarier, skal disse data relateres til den funktionelle enhed. Dette gøres ved at kombinere affaldsmængderne i tabel 4.5 med oplysningerne i afsnit 5.1 til 5.11, hvilket gøres i PC-værktøjet SimaPro. Nedenfor i tabel 5.47 og 5.48 er mængden af hver anvendt proces, som er beskrevet i afsnit 5.1 til 5.11, vist. Tabel 5.47 svarer stort set til tabel 4.4, som viser bortskaffelsen af potentialet i den funktionelle enhed for hvert scenarium. Tabel 5.47 viser imidlertid også antal kuber, vask af biler samt mængde sorteret affald. I tabel 5.48 er forbruget af transport desuden beskrevet i detaljer.

Trin i affaldets livscyklus	Reference-situation	Forsøgsordningen	Scenarium 1: Henteordning	Scenarium 2: Bringeordning	Scenarium 3: Bringeordning
Indsamling					
Glas	11.510 tons	11.510 tons	11.510 tons	11.510 tons	11.510 tons
Plast	608 tons	608 tons	608 tons	608 tons	608 tons
Metal	345 tons	345 tons	345 tons	345 tons	345 tons
Antal kuber/beholdere	82/0 stk.	82/0 stk.	82/1.608 stk.	82,8/0 stk.	143,5/0 stk.
Antal vask af biler	246 stk.	255 stk.	245 stk.	246 stk.	249 stk.
Se desuden tabel 5.48, hvor transport i forbindelse med indsamling er uddybet					
Sortering					
Sortering, manuel	5.886 tons	5.927 tons	6.008 tons	5.895 tons	5.916 tons
Forbrænding					
Affaldsforbrænding, glas	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons
Affaldsforbrænding, PET	566 tons	542 tons	494 tons	561 tons	548 tons
Affaldsforbrænding, PE-HD	42 tons	40,2 tons	36,6 tons	41,6 tons	40,7 tons
Affaldsforbrænding, ståldåser	207 tons	198,1 tons	180,3 tons	205,0 tons	200,3 tons
Affaldsforbrænding, aludåser	138 tons	132,1 tons	120,3 tons	136,7 tons	133,6 tons
Genanvendelse					
Glasflasker	2.782 tons	2.782 tons	2.782 tons	2.782 tons	2.782 tons
Glasskår	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons
PET	0 tons	24 tons	72 tons	5,3 tons	18 tons
PE-HD	0 tons	1,8 tons	5,4 tons	0,4 tons	1,4 tons
Ståldåser	0 tons	8,9 tons	26,7 tons	2,0 tons	6,7 tons
Aludåser	0 tons	5,9 tons	17,7 tons	1,3 tons	4,4 tons

Tabel 5.47: Relatering til den funktionelle enhed. Forbrug af de forskellige processer i de forskellige scenarier.

I tabel 5.48 nedenfor er transport for hvert transportmiddel i forbindelse med indsamlingen.

Transport i forbindelse med indsamling	Reference-situation	Forsøgsordningen	Scenarium 1: Henteordning	Scenarium 2: Bringeordning	Scenarium 3: Bringeordning
Indsamling fra borger til sortering/forbrænding					
R98, renovationsbil, glas	57.859 km	61.371 km	57.859 km	57.859 km	60.374 km
Renoflex affaldstransport	18.894 km	20.043 km	18.894 km	18.894 km	18.894 km
R98, renovationsbil, restaffald	28.907 km	28.700 km	28.285 km	28.861 km	28.752 km
Biler til affaldscontainere m.m.	12.350 km	12.350 km	12.350 km	13.083 km	12.350 km
R98, renovationsbil, papir ²⁶	-	-	32.922 km	-	-
R98, elskrotbil	-	-	1.322 km	-	-
Personbil	-	-	-	4.523 km	-
Indsamling fra sortering til oparbejdning ved genanvendelse					
Lastbil, blandet kørsel	8,17·10 ⁵ tkm	8,25·10 ⁵ tkm	8,35·10 ⁵ tkm	8,18·10 ⁵ tkm	8,21·10 ⁵ tkm
Lastbil, motorvej	5,00·10 ⁶ tkm	5,02·10 ⁶ tkm	5,07·10 ⁶ tkm	5,01·10 ⁶ tkm	5,02·10 ⁶ tkm
Skib, 2000 tons, intra EU	1,22·10 ⁷ tkm	1,22·10 ⁷ tkm	1,22·10 ⁷ tkm	1,22·10 ⁷ tkm	1,22·10 ⁷ tkm
Skib, 150.000 tons, oceangående	-	2,57·10 ⁵ tkm	7,72·10 ⁵ tkm	5,89·10 ⁴ tkm	1,94·10 ⁵ tkm

Tabel 5.48: Relatering til den funktionelle enhed. Opgørelse af transportforbrug ved indsamling i de forskellige scenarier.

²⁶ Der anvendes samme bil til indsamling af plast og metal som ved indsamling af papir.

6 Vurdering af miljøpåvirkninger: Forsøgsordningen

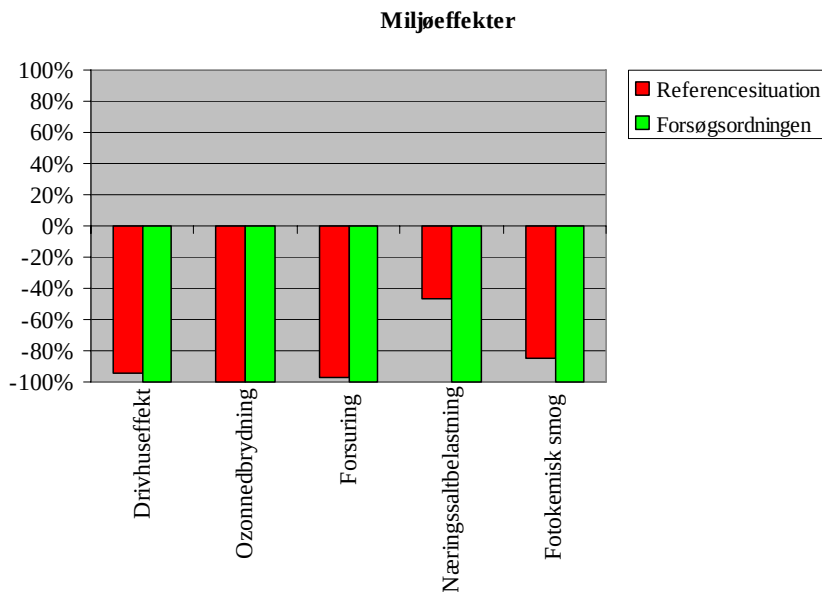
I dette kapitel præsenteres resultaterne for forsøgsordningen sammenlignet med referencesituationen. Først præsenteres de karakteriserede resultater. Det vil sige, at hver miljøeffekt er opgjort med hver sin indikator. Dette indebærer, at det ikke kan ses hvilke miljøeffekter, der er de mest signifikante. Efter karakteriseringen præsenteres de normaliserede og vægtede resultater. Herved bliver det muligt, at se hvilke miljøeffekter, der er de mest signifikante.

I de følgende figurer, der viser sammenligningen af referencesituationen og forsøgsordningen, er resultatet vist i relative værdier, hvor den største værdi sættes til 100%. Negative værdier repræsenterer fortrængte/undgåede miljøpåvirkninger. Det vil sige, at værdien 0% betyder, at der ingen påvirkning på miljøet er, eller at de positive bidrag går ud med de negative bidrag.

Sammenligningen er delt op i tre grafer. Den første viser de "traditionelle" miljøeffekter: Drivhuseffekt, ozonnedbrydning, forsurening, næringssaltbelastning og smog. Den næste viser toksiciteter. Grunden til at den ikke vises sammen med de øvrige miljøpåvirkninger er, at resultaterne for toksicitet er forbundet med væsentlig større usikkerheder. Sidst vises ressourceforbrug.

6.1 Karakterisering – De "traditionelle" miljøeffekter

I figur 6.1 er den samlede miljøpåvirkning fra referencesituationen og forsøgsordningen vist. Umiddelbart ser forskellene på referencesituationen og forsøgsordningen i figur 6.1 ubetydelige ud. I den forbindelse er det imidlertid vigtigt at være opmærksom på, at resultatet for referencesituationen dækker over indsamling og bortskaffelse af i alt 11.510 tons glas (2.782 tons flasker til genbrug, 4.024 tons skår til genanvendelse og 4.704 tons til forbrænding) samt forbrænding af 953 tons plast og metal, mens resultaterne for forsøgsordningen dækker over, at der af affaldsmængderne i referencesituationen kun flyttes 40,6 tons plast og metal fra forbrænding til genanvendelse. De miljømæssige forbedringer ved at flytte de 40,6 tons plast og metal til genanvendelse er vist nederst i tabel 6.1, hvor forskellen mellem forsøgsordningen og referencesituationen er opgjort.



Figur 6.1: Sammenligning af referencesituationen og forsøgsordningen indenfor de traditionelle miljøpåvirkningskategorier. Negative værdier repræsenterer undgåede miljøpåvirkninger.

De absolutte tal for karakteriseringen er vist i tabel 6.1.

Påvirkningskategori	Drivhuseffekt (tons CO ₂ -ækv.)	Ozonnedbrydning (g CFC11-ækv.)	Forsuring (kg SO ₂ -ækv.)	Næringssaltbelastning (kg NO ₃ -ækv.)	Fotokemisk smog (kg ethylen-ækv.)
Referencesituation	-1.848	-366	-13.454	-226	-157
Forsøgsordning	-1.956	-366	-13.841	-484	-184
Reduktion ved forsøg	-107	-0,3	-387	-258	-27

Tabel 6.1: Karakteriserede indikatorresultater for referencesituationen og forsøgsordning indenfor de traditionelle miljøpåvirkningskategorier. Nederst er differensen mellem forsøgsordningen og referencesituationen vist.

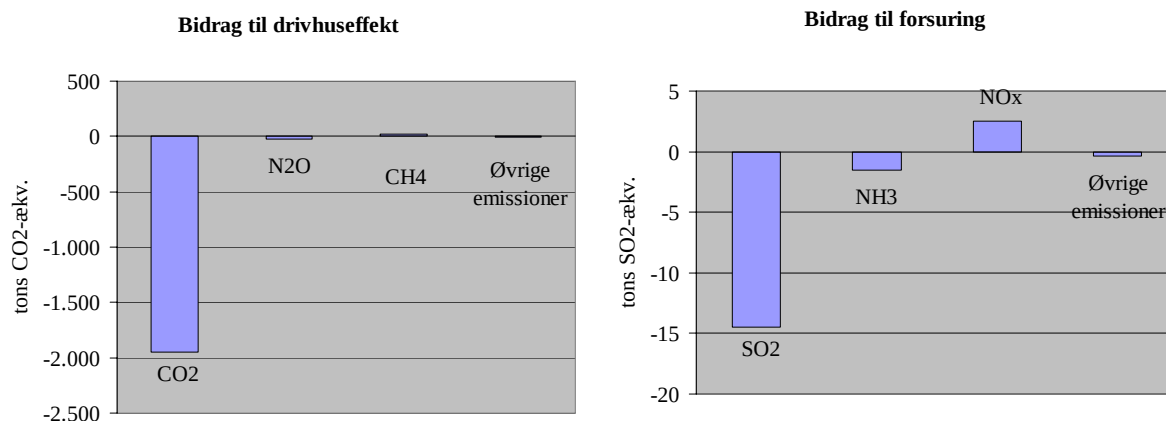
Det fremgår af figur 6.1 og tabel 6.1 at forsøgsordningen giver en forbedring i forhold til referencesituationen indenfor alle de traditionelle påvirkningskategorier. De relativt største reduktioner ved forsøgsordningen opnås indenfor næringssaltbelastning.

Det er ikke ud fra ovenstående muligt at sige noget om, hvilken af reduktionerne, der vægter højest, og dermed hvor den væsentligste undgåede miljøpåvirkning findes. Signifikansen af de forskellige miljøpåvirkningskategorier er beskrevet nærmere i afsnit 6.4, hvor de normaliserede og vægtede resultater præsenteres.

De væsentligste årsager til forbedringerne ved forsøgsordningen i forhold til referencesituationen skal findes i, at der flyttes plast og metal fra forbrænding til genanvendelse. Der er en lidt større påvirkning fra indsamling i forsøgsordningen, hvilket skyldes, at der skal køres noget mere for at indsamle de ekstra fraktioner. Det er særligt de 24 tons PET og de 5,9 tons aluminiumdåser, der giver reduktioner ved genanvendelse, mens der kun er mindre gevinster forbundet med genanvendelse af de 1,8 tons PE-HD og 8,9 tons ståldåser. Årsagerne til forskellene mellem referencesituationen og forsøgsordningen er beskrevet mere

detaljeret i afsnit 6.4. Forskellene i miljøgevinster fra de forskellige fraktioner dækker både over, at der er forskellige mængder og at der er forskellig miljøgevinst pr. tons, der flyttes fra forbrænding til genanvendelse. I kapitel 8 er miljøgevinsten pr. tons af hver fraktion ved at flytte fraktionen fra forbrænding til genanvendelse analyseret nærmere i en følsomhedsanalyse.

I afsnittet med normalisering og vægtning fremgår det, at de væsentligste påvirkninger er drivhuseffekt og forsurening. Bidragene til ozonnedbrydning, fotokemisk smog og næringssaltbelastning er mindre signifikante sammenlignet med drivhuseffekt og forsurening. Derfor beskrives årsagerne til drivhuseffekt og forsurening mere detaljeret end for de øvrige kategorier. Nedenfor i figur 6.2 er de vigtigste emissioner, der bidrager til drivhuseffekt og forsurening i forsøgsordningen vist.



Figur 6.2: De væsentligste bidrag til drivhuseffekt og forsurening for forsøgsordningen. Summen af emissionerne i figuren svarer til værdierne for forsøgsordningen i tabel 6.1.

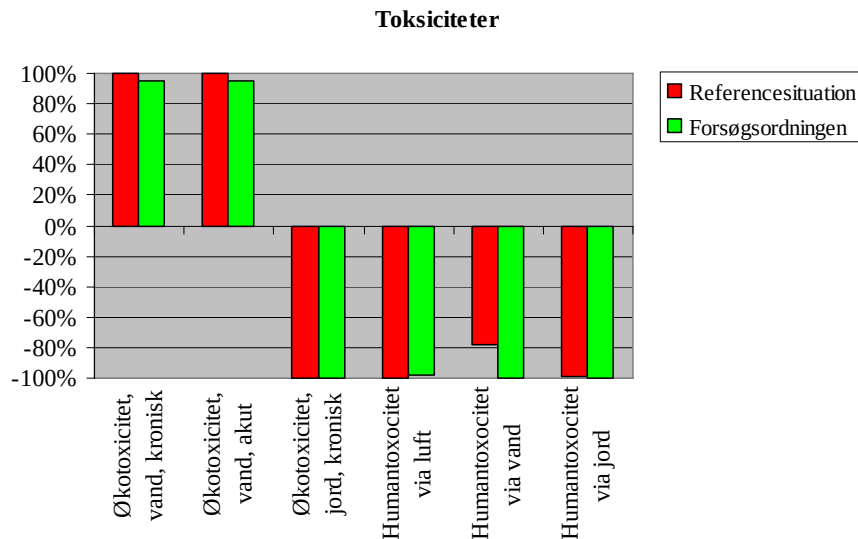
Det ses i figur 6.2, at den primære årsag til den undgåede drivhuseffekt i forsøgsordningen er sparede CO₂-emissioner. Den væsentligste del af de undgåede i CO₂-emissioner skyldes genbrug af flasker samt i mindre grad genanvendelse af skår.

Det undgåede bidrag til forsurening skyldes primært undgåede SO₂-emissioner samt i mindre grad undgåede NH₃-emissioner. De undgåede SO₂- og NH₃-emissioner skyldes primært genbrug af flasker, hvor det er undgået fremstilling af nye flasker, der er årsagen. Bidraget fra NO_x skyldes hovedsageligt transport i forbindelse med indsamling.

Det undgåede bidrag til ozonnedbrydning skyldes primært undgåede halon-emissioner fra fortrængt fremstilling af nye flasker ved genbrug af flasker. Det sparede bidrag til fotokemisk smog skyldes hovedsageligt undgåede emissioner af CO igen fra fortrængt fremstilling af nye flasker. Det undgåede bidrag til næringssaltbelastning skyldes primært NH₃-emissioner fra fortrængt fremstilling af nye flasker ved genbrug af flasker.

6.2 Karakterisering: Toksiciteter

I figur 6.3 er referencesituationen sammenlignet med forsøgsordningen med hensyn til toksicitet. Der gøres opmærksom på, at resultaterne for toksicitet er forbundet med større usikkerheder end bidragene til de traditionelle miljøpåvirkninger og ressourceforbrug.



Figur 6.3: Sammenligning af referencesituationen og forsøgsordningen indenfor toksicitet. Negative værdier repræsenterer undgåede miljøpåvirkninger.

De absolutte indikatorresultater for toksiciteter er vist i tabel 6.2.

Påvirkningskategori	Økotoksicitet, vand, kronisk	Økotoksicitet, vand, akut	Økotoksicitet, jord, kronisk	Humantoksicitet via luft	Humantoksicitet via vand	Humantoksicitet via jord
Enhed	mio m ³ vand	mio m ³ vand	mio m ³ jord	mio m ³ luft	mio m ³ vand	mio m ³ jord
Referencesituation	35.787	3.663	-40	-555.220	-57	-1
Forsøgsordningen	34.036	3.492	-40	-546.065	-73	-1
Reduktion ved forsøg	-1.751	-170	0,1	9.155	-16	-0,01

Tabel 6.2: Karakteriserede indikatorresultater for referencesituationen og forsøgsordning indenfor toksicitet. Nederst er differencen mellem forsøgsordningen og referencesituationen vist.

Enheden for toksiciteter er volumen (m³) af delmiljøet (luft, vand eller jord), som udledningen skulle fortyndes op i, for at der ikke er nogen toksiske effekter af udledningen. For en mere uddybende beskrivelse af indikatorer for toksicitet, henvises til Wenzel et al. (1997) og Hauschild og Wenzel (1998).

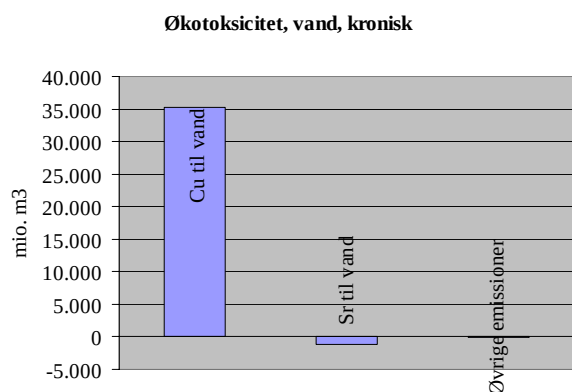
Det er ligesom for de traditionelle miljøeffekter vigtigt at være opmærksom på, at resultaterne i figur 6.3 og tabel 6.2 dækker over indsamling og bortskaffelse af i alt 11.510 tons glas og 953 tons plast og metal. Forskellen mellem referencesituationen og forsøgsordningen dækker over, at der kun flyttes 40,6 tons plast og metal fra forbrænding til genanvendelse i forsøgsordningen i forhold til referencesituationen. De miljømæssige forbedringer ved at flytte de 40,6 tons plast og metal til genanvendelse er vist nederst i tabel 6.2, hvor forskellen mellem forsøgsordningen og referencesituationen er opgjort.

Det fremgår af figur 6.3 og tabel 6.2, at forsøgsordningen giver en undgået miljøpåvirkning i forhold til referencesituationen indenfor både økotoxicitet til vand (kronisk og akut) og humantoksicitet via vand. Det forholder sig omvendt for humantoksicitet via luft, og forskellene i økotoxicitet til jord og humantok-

sicitet via jord er usignifikante. De relativt største reduktioner ved forsøgsordningen opnås indenfor humantoksicitet via vand samt i mindre grad økotoksicitet til vand (kronisk og akut).

Den væsentligste årsag til, at der opnås reduktioner i toksiciteter med forsøgsordningen er, at der flyttes 8,9 tons ståldåser fra forbrænding til genanvendelse. Øget genanvendelse af PET, PE-HD og aluminiumdåser giver ikke nogen nævneværdig reduktion. Årsagerne til forskellene mellem referencesituationen og forsøgsordningen er beskrevet mere detaljeret i afsnit 6.2, hvor de normaliserede og vægtede resultater præsenteres.

I afsnittet med normalisering og vægtning fremgår det, at de væsentligste påvirkninger er kronisk og akut økotoksicitet til vand²⁹. Bidragene til økotoksicitet til jord samt humantoksicitet er mindre væsentlige. Derfor beskrives årsagerne til økotoksicitet til vand mere detaljeret end for de øvrige kategorier. Nedenfor i figur 6.4 er de vigtigste emissioner, der bidrager til økotoksicitet til vand for forsøgsordningen vist.



Figur 6.4: De væsentligste bidrag til økotoksicitet til vand for forsøgsordningen. Summen af emissionerne i figuren svarer til værdierne for forsøgsordningen i tabel 6.2.

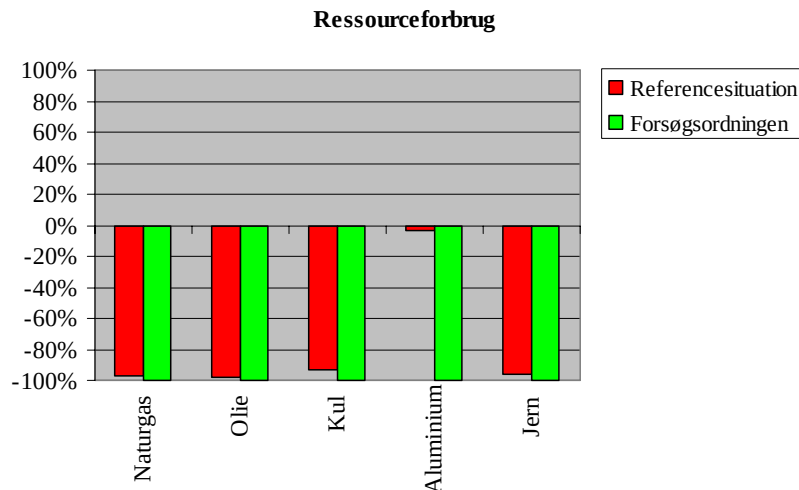
Det ses i figur 6.4, at den primære årsag til økotoksicitet til vand for forsøgsordningen er kobber (Cu) emission til vand. Dette stammer primært fra emissioner fra deponering af slaggen og asken fra affaldsforbrænding af ståldåser.

Det undgåede bidrag til økotoksicitet til jord skyldes primært undgåede emissioner af acetone fra fortrængt fremstilling af nye glasflasker ved genbrug af flasker. Det sparede bidrag til humantoksicitet via luft skyldes undgåede emissioner af bly igen fra fortrængt fremstilling af nye flasker. Det undgåede bidrag til humantoksicitet via vand skyldes sparede dioxinemissioner igen primært fra sparet fremstilling af nye flasker. Sparet fremstilling af nye glasflasker er også årsag til det sparede bidrag til humantoksicitet via jord, som skyldes benzenemissioner.

6.3 Karakterisering: Ressourcer

I figur 6.5 er ressourceforbruget i referencesituationen sammenlignet med forsøgsordningen.

²⁹ Det normaliserede og vægtede resultat for akut og kronisk økotoksicitet til vand er stort set det samme. Det er desuden stort set de samme emissioner, der bidrager til de to kategorier. Derfor behandles de her under et. Der vises derfor kun bidrag til kronisk økotoksicitet til vand.



Figur 6.5: Sammenligning af ressourceforbrug i referencesituationen og forsøgsordningen. Negative værdier repræsenterer undgåede ressourceforbrug.

De absolutte tal for ressourceforbruget er vist i tabel 6.3.

Påvirkningskategori	Naturgas (tons)	Olie (tons)	Kul (tons)	Aluminium (tons)	Jern (tons)
Referencesituation	-631	-353	-211	-0,2	-103
Forsøgsordningen	-647	-360	-226	-6	-108
Reduktion ved forsøg	-16	-7	-15	-5	-5

Tabel 6.3: Karakteriserede indikatorresultater for referencesituationen og forsøgsordningen indenfor ressourceforbrug. Nederst er differensen mellem forsøgsordningen og referencesituationen vist.

Det fremgår af figur 6.5 og tabel 6.3, at der med forsøgsordningen opnås reduktioner i ressourceforbrug indenfor alle kategorier. Den relativt største reduktion ved forsøgsordningen opnås indenfor forbrug af aluminium. Årsagen til at samme reduktion ikke opnås indenfor jern er, at der i referencesituationen genanvendes en stor del af de ståldåser, der går med restaffaldet til forbrænding. Derfor bliver reduktionen i forbrug af jern ikke lige så stor som reduktionen af aluminium.

Reduktionerne i forbrug af naturgas i forsøgsordningen skyldes primært at der flyttes 24 tons PET fra forbrænding til genanvendelse. Reduktionerne i forbrug af olie skyldes primært at der flyttes PET og aluminiumdåser fra forbrænding til genanvendelse. Den øgede kørsel i forbindelse med indsamlingen mere end opvejes af reduktionerne ved genanvendelse af PET og aluminium. Reduktioner i forbrug af kul skyldes primært, at der flyttes 5,9 tons aluminiumdåser fra forbrænding til genanvendelse. Øget genanvendelse af aluminiumdåser og ståldåser er de primære årsager til reduktionerne i henholdsvis aluminium og stål.

6.4 Normalisering og vægtning: De "traditionelle" miljøeffekter

I de ovenstående afsnit, hvor de karakteriserede resultater er præsenteret, er der givet et billede af de totale potentielle påvirkninger fra referencesituationen og forsøgsordningen. I dette afsnit samt afsnit 6.5 og 6.6 fokuseres på de opnåede reduktioner ved forsøgsordningen i forhold til referencesituationen. Det vil sige, at alle grafer i dette afsnit viser forskellen mellem forsøgsordningen og referencesituationen.

Karakteriseringen vist i de forrige afsnit kan ikke bruges til at sige noget, om hvilke miljøeffekter og ressourceforbrug der er de mest alvorlige - eksempelvis kan det være svært at sige, om en reduktion på 121 tons CO₂-ækvivalenter ved forsøgsordningen er mere væsentlig end 431 kg SO₂-ækvivalenter!

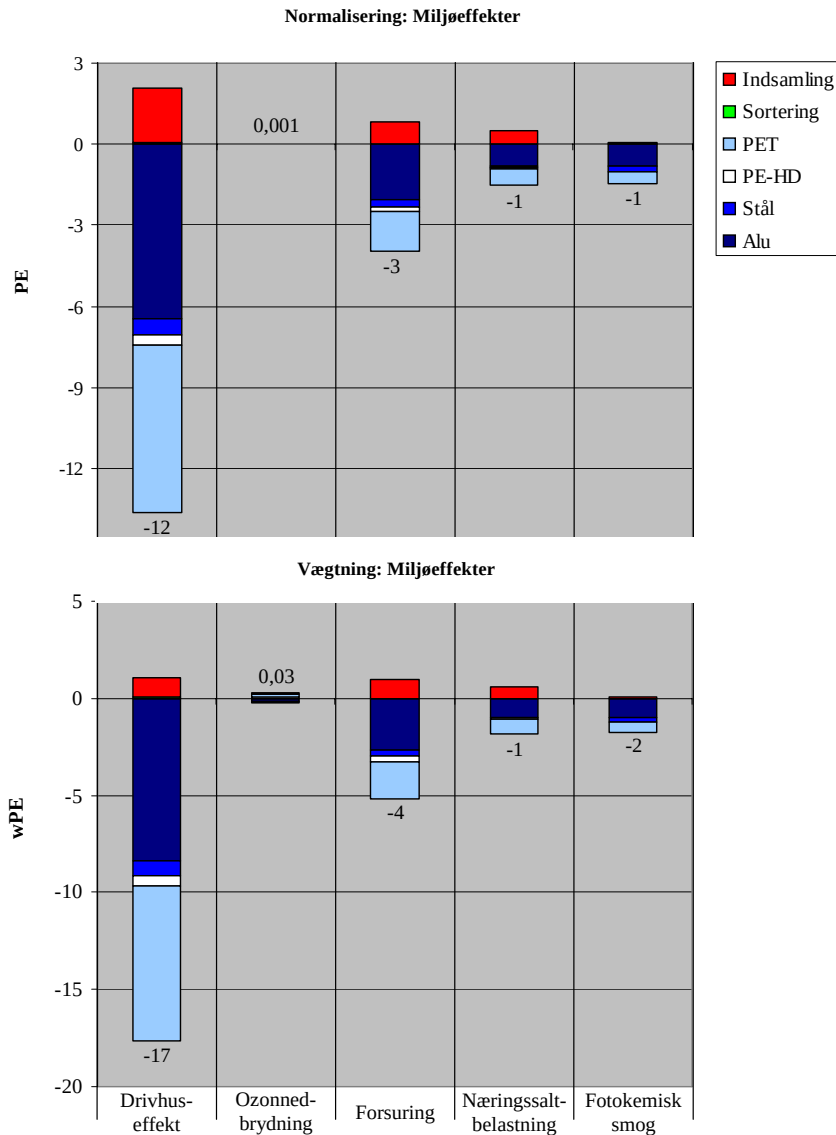
Derfor relateres miljøeffekter og ressourceforbrug til påvirkning/ressourceforbrug pr. indbygger. Dette kaldes normalisering. Eksempelvis kan et normaliseret resultat på tre personækvivalenter (PE) tolkes således, at det pågældende scenarium påvirker miljøet med, hvad der svarer til tre gennemsnitlige personers årlige påvirkning. Dette giver en let fortolkbar indikation på væsentligheden af de forskellige miljøeffekter og ressourceforbrug. Der er imidlertid nogle usikkerheder forbundet med normaliseringen. Det drejer sig for det første om, at normaliseringsreferencerne kun gælder for danske udledninger³⁰. Derfor kan der forekomme eksempler på, at én persons aktiviteter bidrager med mere end én personækvivalent for nogle påvirkningskategorier. Dette kan være tilfældet, når der anvendes processer med særlig stor udledning i udlandet. En anden usikkerhed er metoden anvendt til opgørelse af normaliseringsreferencen. Eksempelvis indgår der ikke langtidseffekter fra deponering (udsivning af tungmetaller m.m.) i fastsættelse af normaliseringsreferencen i UMIP. Derfor kan de beregnede udledninger i visse tilfælde være inklusiv nogle udledninger, som ikke indgår i fastsættelsen af normaliseringsreferencen. Ovenstående usikkerheder i forbindelse med normalisering vedrører ikke ressourcer.

Normaliseringen siger imidlertid ikke noget om alvorligheden af en personækvivalent – eksempelvis kan det være svært at afgøre om én personækvivalent bidrag til drivhuseffekt er mere alvorlig end én personækvivalent bidrag til forsurening. Derfor vægtes de normaliserede indikatorresultater. For de traditionelle miljøeffekter og toksiciteter gøres dette ved, at de normaliserede resultater ganges med en vægtningsfaktor. I UMIP-metoden er denne faktor for hver miljøpåvirkningskategori bestemt som forholdet mellem emissionsniveauet i 1990 og målsætningen for emissionsniveauet i 2000 (målsætninger i 1990). Herved fås et udtryk for, hvor alvorlig miljøreguleringen i Danmark anser de forskellige påvirkningskategorier. Der er imidlertid nogle ulemper forbundet ved vægtningen. For det første er vægtningsmetoden anvendt i UMIP-metoden kun én blandt mange mulige. Andre metoder kan være baseret på økologisk råderum, ekspertvurderinger eller økonomiske overvejelser (eksempelvis willingness to pay). For det andet er vægtningsfaktorerne i UMIP-metoden baseret på politiske målsætninger og emissionsniveauer i 1990. Både emissionsniveauer og målsætninger kan være rykket væsentligt siden da. Ovenstående usikkerheder vedrører kun de traditionelle miljøeffekter og toksiciteter, da der i UMIP-metoden anvendes en anden metode til vægtning af ressourcer. I UMIP vægtes de normaliserede ressourceforbrug ved at dividere med forsyningshorisonten. Herved fås en værdi i personreserver. De vægtede resultater vises som et supplement til de normaliserede resultater. De normaliserede resultater svarer til, at der er anvendt en vægtningsfaktor på 1 for alle miljøpåvirkningskategorier.

I figur 6.6 er normalisering og vægtning af de traditionelle miljøpåvirkninger vist. Der gøres opmærksom på, at alle resultater i dette afsnit vises som forskellen mellem den pågældende udformning af forsøgsordningen og referencesituationen. Da genbrug af flasker og genanvendelse af skår i forsøgsordningen er uændret i forhold til referencesituationen, vil disse indgå i graferne med værdien 0. Derfor er de ikke vist. Det er kun forskelle der fremgår. Ændringerne i sortering er så små, at de ikke kan ses i graferne.

³⁰ Dog er normaliseringsreferencerne for globale effekter (drivhuseffekt, ozonnedbrydning og ressourceforbrug) fastsat ud fra en gennemsnitlig verdensborger.

6 Vurdering af miljøpåvirkninger: Forsøgsordningen



Figur 6.6: Normalisering og vægtning for de fem traditionelle miljøeffekter: Forskel mellem forsøgsordningen og referencesituationen. Negative værdier repræsenterer en reduktion i miljøpåvirkninger ved forsøgsordningen i forhold til referencesituationen.

Det ses i figur 6.6, at de mest signifikante miljømæssige reduktioner ved forsøgsordningen er indenfor drivhuseffekt og forsuring og i mindre grad næringssaltbelastning og fotokemisk smog. Reduktionen i bidraget til ozonnedbrydning er usignifikant sammenlignet med de øvrige miljøpåvirkningskategorier. Dette gør sig gældende, både når der ses på normaliseringen og vægtningen. Dog er bidraget til ozonnedbrydning lidt mere udtalt, når der ses på de vægtede resultater. Vægtningen rykker ikke nævneværdig på de indbyrdes forhold mellem de øvrige påvirkningskategorier, da vægtningsfaktorerne her er næsten ens³¹.

Ved sammenligning af de normaliserede og vægtede resultater for indsamling fremgår det, at bidraget fra indsamling udgør en relativ større andel i de normaliserede resultater. Da trinnet fra normalisering til vægtning udelukkende består i, at gange med en vægtningsfaktor, burde der ikke være forskel på den relative andel af indsamling i det normaliserede og vægtede resultat. Årsagen til at der alligevel er en forskel

³¹ Vægtningsfaktorerne for drivhuseffekt og forsuring er 1,3, mens de for næringssaltbelastning og fotokemisk smog er 1,2. For ozonnedbrydning er vægtningsfaktoren 23.

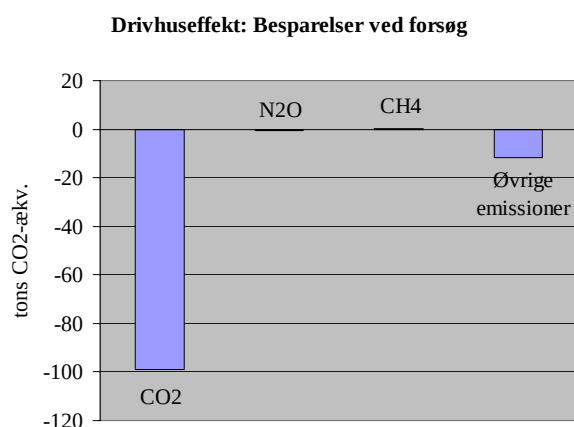
er, at SimaPro kun opererer med tre betydende cifre, og at de normaliserede og vægtede resultater vises som differencen mellem forsøgsordningen og referencesituationen. Differencen er, som det fremgår af afsnit 6.1 lille i forhold til de samlede påvirkninger fra henholdsvis referencesituationen og forsøgsordningen. Derfor opstår disse usikkerheder. Usikkerhederne betyder imidlertid kun noget for fordelingen af bidraget til hver påvirkningskategori, ikke de totale forskelle mellem forsøgsordningen og referencesituationen.

Da Reduktionerne ved forsøgsordningen i ozonnedbrydning, næringssaltbelastning og fotokemisk smog er mindre væsentlig end drivhuseffekt og forsuring, vil disse kun kort blive behandlet i det følgende.

Drivhuseffekt

Det ses i figur 6.6, at de væsentligste reduktioner i drivhuseffekt skyldes ændringer i bortskaffelse af PET og aluminiumdåser. Reduktionerne ved PET og aluminiumdåser skyldes, at der sendes henholdsvis 24 tons og 5,9 tons til genanvendelse i stedet for forbrænding. Reduktionerne her kan primært tilskrives et mindre energiforbrug ved oparbejdning af genbrugelige materialer, end ved forbrænding af de genbrugelige materialer og fremstilling af en tilsvarende mængde primære materialer.

For at få et overblik over hvilke emissioner, der er årsag til reduktionen i drivhuseffekt, er der i figur 6.7 en opgørelse over forskellen på de vigtigste emissioner i forsøgsordningen og referencesituationen. Samlet giver emissionerne en reduktion på 107 tons CO₂-ækv.



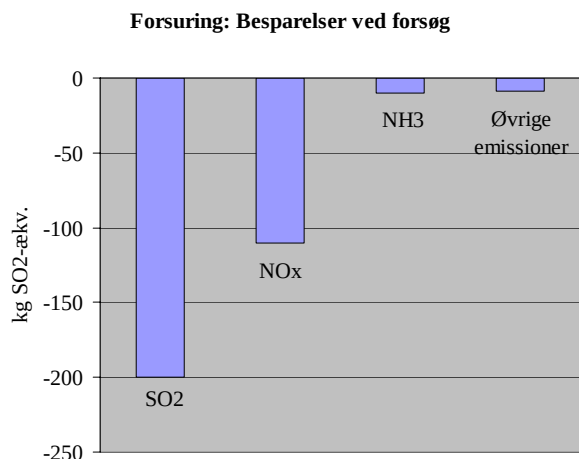
Figur 6.7: Forskel i bidrag til drivhuseffekt for forsøgsordningen og referencesituationen. Summen af alle emissioner giver en samlet reduktion på 107 tons CO₂-ækv. som i tabel 6.1.

Det ses i figur 6.7, at den væsentligste emission, der bidrager til reduktionen i drivhuseffekt er CO₂. Reduktionen i øvrige emissioner omfatter primært FC- og HFC-gasser.

Forsuring

Det fremgår af figur 6.6, at de væsentligste reduktioner i forsuring skyldes ændret bortskaffelse af PET og aluminiumdåser. Reduktionerne her kan primært tilskrives et mindre energiforbrug ved oparbejdning af genbrugelige materialer, end ved forbrænding af de genbrugelige materialer og fremstilling af en tilsvarende mængde primære materialer.

For at få et overblik over hvilke emissioner, der er årsag til reduktionen i forsuring, er der i figur 6.8 en opgørelse over forskellen på de vigtigste emissioner i forsøgsordningen og referencesituationen. Samlet giver emissionerne en reduktion på 387 kg SO₂-ækv.



Figur 6.8: Forskel i bidrag til forsurening for forsøgsordningen og referencesituationen. Summen af alle emissioner giver en samlet reduktion på 387 kg SO₂- ækv. som i tabel 6.1.

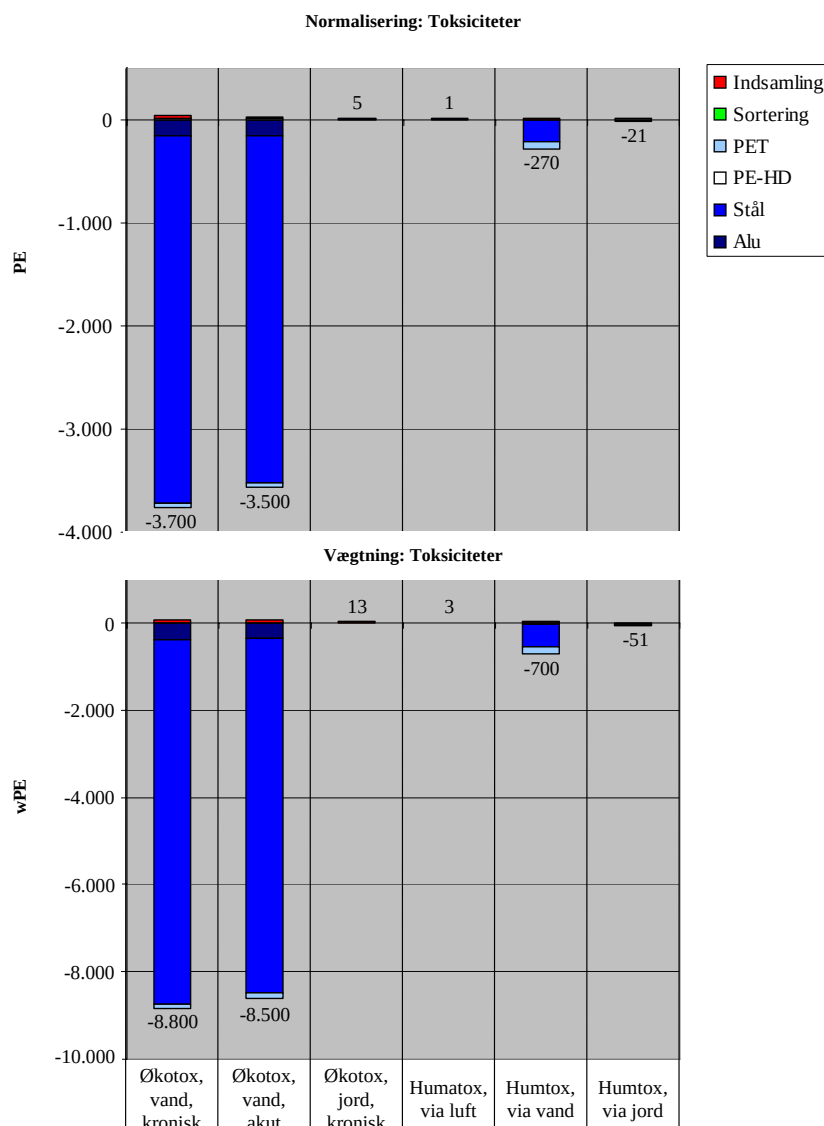
Det ses i figur 6.8, at den væsentligste emission der bidrager til reduktionen i forsurening er SO₂. Reduktionerne stammer hovedsageligt fra den øgede genanvendelse af aluminium og PET. Reduktionerne i NO_x stammer ligeledes fra øget genanvendelse af PET og aluminium.

Næringssaltbelastning, fotokemisk smog og ozonnedbrydning

Reduktionerne i næringssaltbelastning skyldes primært udgåede NO_x- og fosfat-emissioner. De sparede NO_x-emissioner stammer primært fra undgået fremstilling af primær PET og aluminium. Reduktionerne i fotokemisk smog kan tilskrives reduktioner i CO-emission, som hovedsageligt skyldes fortrængt fremstilling af primært stål. Ændringerne i bidrag til ozonnedbrydning er ubetydelige, og skyldes ændringer i halon-emissioner.

6.5 Normalisering og vægtning: Toksiciteter

Som beskrevet i afsnit 6.2, hvor de karakteriserede resultater for toksiciteter er præsenteret, så er resultaterne for toksiciteter forbundet med væsentlig større usikkerheder end de traditionelle miljøeffekter og ressourceforbrug. Derfor bør der ikke lægges lige så stor vægt på resultaterne for toksiciteter, som for de øvrige påvirkningskategorier. Nedenfor i figur 6.9 er de normaliserede og vægtede resultater for reduktionerne i forsøgsordningen i forhold til referencesituationen vist.



Figur 6.9: Normalisering og vægtning for toksiciteter: Forskel mellem forsøgsordningen og referencesituationen. Negative værdier repræsenterer en reduktion i miljøpåvirkninger ved forsøgsordningen i forhold til referencesituationen.

Det ses i figur 6.9, at de mest signifikante miljømæssige reduktioner ved forsøgsordningen er indenfor økotoksicitet til vand. Reduktionerne i bidraget til de øvrige påvirkningskategorier er ikke signifikante i forhold til disse påvirkninger. Dette gør sig gældende, både når der ses på normaliseringen og vægtningen.

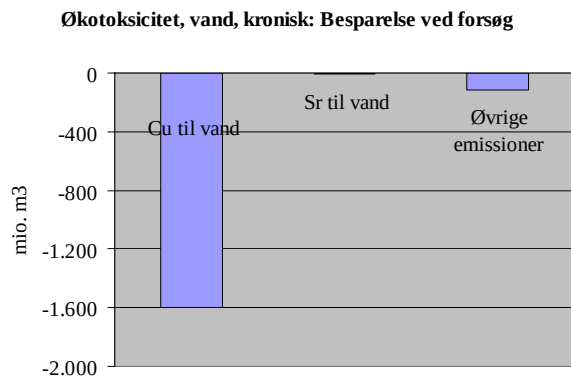
Da reduktionerne ved økotoksicitet til jord samt humantoksicitet via luft, vand og jord er mindre væsentlige end økotoksicitet til vand, vil disse kun kort blive behandlet i det følgende.

Økotoksicitet til vand

Det ses i figur 6.9, at de væsentligste reduktioner i økotoksicitet til vand skyldes ændringer i bortskaffelse af ståldåser. Reduktionerne skyldes, at der sendes 8,9 tons til genanvendelse i stedet for forbrænding. Reduktionerne her kan primært tilskrives den undgåede forbrænding af stål.

For at få et overblik over hvilke emissioner, der er årsag til reduktionen i økotoksicitet til vand, er der i figur 6.10 en opgørelse over forskellen på de vigtigste emissioner i forsøgsordningen og referencesituatio-

nen. Samlet giver emissionerne en reduktion på 1.751 mio. m³ vand. Der er kun vist en figur for kronisk økotoksicitet til vand, da stort set er de samme emissioner, der er årsag til reduktionen for akut økotoksicitet til vand.



Figur 6.10: Forskel i bidrag til økotoksicitet til vand for forsøgsordningen og referencesituationen. Summen af alle emissioner giver en samlet reduktion på 1.751 mio. m³, som i tabel 6.2.

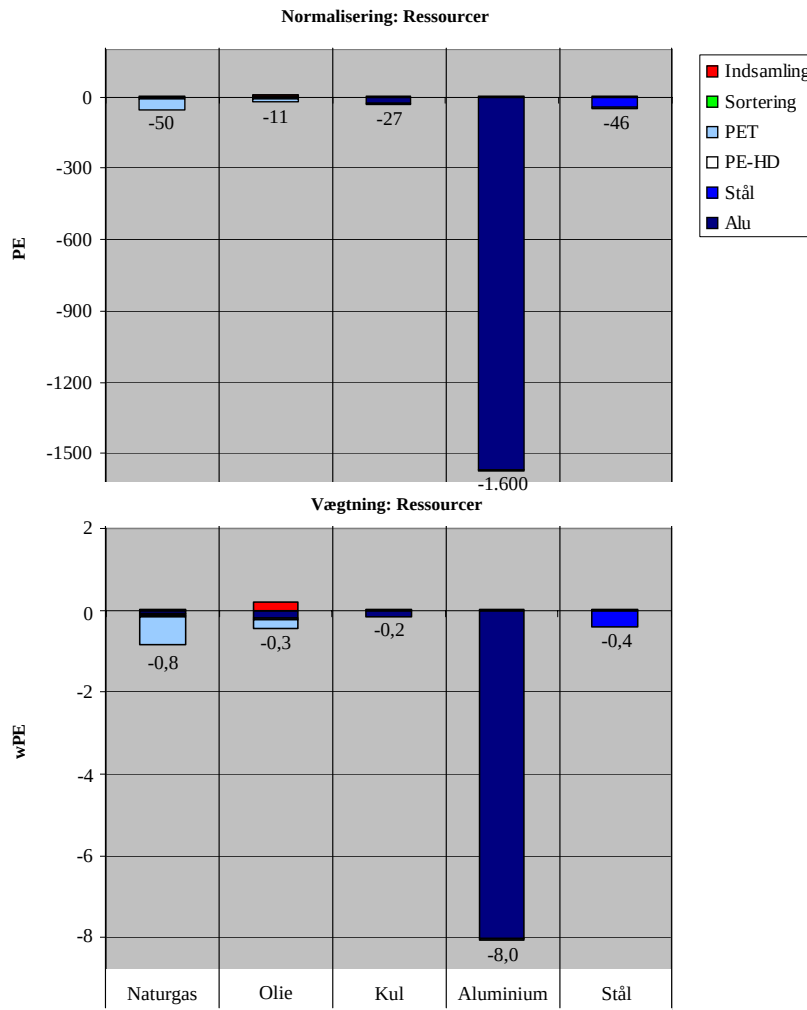
Det ses i figur 6.10, at den væsentligste emission, der bidrager til reduktionen i økotoksicitet til vand er undgåede Cu-emissioner. De undgåede Cu-emissioner skyldes, at der sendes en mindre mængde ståldåser til affaldsforbrænding, hvor der er en stor langtidsudvaskning fra slaggen og asken. Reduktionen fra øvrige emissioner dækker primært over undgåede zinkemissioner til vand og sparede dioxinemissioner til luft. Den undgåede zinkemission skyldes fortrængt fremstilling af primært aluminium, og den fortrængte dioxin skyldes fortrængt fremstilling af primært stål.

Økotoksicitet til jord og humantoksicitet via luft, vand og jord

Reduktionen i humantoksicitet via vand skyldes undgåede dioxin-emissioner fra fortrængt fremstilling af primært stål. Ændringerne i bidrag til humantoksicitet via luft og jord samt økotoksicitet til jord er usignifikante.

6.6 Normalisering og vægtning: Ressourcer

I figur 6.11 nedenfor er de normaliserede og vægtede ressourceforbrug vist for reduktionerne ved forsøgsordningen.



Figur 6.11: Normalisering og vægtning for ressourceforbrug: Forskel mellem forsøgsordningen og referencesituationen. Negative værdier repræsenterer en reduktion i miljøpåvirkninger ved forsøgsordningen i forhold til referencesituationen.

Det fremgår af figur 6.11, at den væsentligste reduktion i ressourceforbrug er den undgåede aluminium. De mindst væsentlige reduktioner er olie, kul og stål. De normaliserede og vægtede reduktioner i figur 6.11 dækker over følgende reduktioner opgjort i tons, se tabel 6.4.

Ressource	Naturgas (tons)	Olie (tons)	Kul (tons)	Aluminium (tons)	Jern (tons)
Reduktion ved forsøg i forhold til reference	-16	-7	-15	-5	-5

Tabel 6.4: Reduktioner i ressourcer ved forsøgsordningen i forhold til referencesituationen (Karakteriserede resultater, tons).

Det fremgår af tabel 6.4, at reduktionen i aluminiumressourcer ikke står for de største reduktioner opgjort i mængder. Men da aluminium er den ressource, der bruges mindst af pr. gennemsnitlig person (3,4 kg pr. år pr. person), og da der er en forholdsvis kort forsyningshorisont (knap 200 år), så vurderes den som den væsentligste ved normalisering og vægtning.

Aluminium

Reduktionen på de 5 tons aluminium skyldes, at der sendes 5,9 tons aluminiumdåser til genanvendelse. Herved fortrænges der ifølge figur 5.13 5,3 tons primær fremstilling af aluminium. Til fremstilling af 1 kg primært aluminium er der et ressourceforbrug på 1,007 kg ren aluminium.

Jern

Reduktionen på de 5 tons jern skyldes, at der genanvendes 8,9 tons ståldåser. Ifølge figur 5.11 fortrænges i alt 0,865 kg primær stålfremstilling, når 1 kg ståldåser sendes til genanvendelse. Det betyder, at de 8,9 tons ståldåser til genanvendelse medfører, at 7,7 tons primær stålfremstilling undgås. Ved forbrænding af ståldåser, frasorteres en del af stålet fra slaggen. Dette sendes til genanvendelse. Derfor spares der mindre end de 7,7 tons.

Naturgas

Det ses i figur 6.11, at den væsentligste reduktion i naturgas skyldes genanvendelse af de 24 tons PET-flasker. Desuden opnås en mindre reduktion som følge af den øgede genanvendelse af stål- og aluminiumdåser. Når der sendes 1 kg PET-flasker til genanvendelse fortrænges 0,74 kg naturgas. Til sammenligning fortrænges kun 0,18 kg naturgas, når der sendes 1 kg PET til affaldsforbrænding.

Olie

Ligesom ved naturgas skyldes den væsentligste reduktion i olie, at der sendes 24 tons PET-flasker til genanvendelse. Desuden opnås en mindre reduktion som følge af øget genanvendelse af stål- og aluminiumdåser. Når der sendes 1 kg PET-flasker til genanvendelse opnås en reduktion på i alt 0,55 kg råolie. Til sammenligning fortrænges 0,30 kg råolie, når der sendes 1 kg PET til affaldsforbrænding. En del af reduktionerne bliver udlignet ved, at der ved forsøgsordningen skal køres mere i forbindelse med indsamlingen. Dog kan dette ikke opveje reduktionerne ved genanvendelse.

Kul

Reduktionerne i forbrug af kul kan næsten udelukkende tilskrives, at de 5,9 tons aluminiumdåser flyttes fra affaldsforbrænding til genanvendelse. Ved genanvendelse af aluminium er det det reducerede energiforbrug som følge af fortrængt primærproduktion af aluminium, der er årsagen.

6.7 Opsamling på miljøeffekten af forsøgsordningen

I de foregående afsnit er den potentielle miljøpåvirkning ved at implementere forsøgsordningen i hele Københavns Kommune vurderet.

Miljøpåvirkninger fra referencesituationen (nuværende bortskaffelse af potentialet)

Ved den nuværende bortskaffelse af potentialet for glas på 11.510 tons sendes 2.782 tons flasker til genbrug, 4.024 tons skår til genanvendelse og 4.704 tons glas til forbrænding. Hele potentialet for plast og metal på henholdsvis 608 tons og 345 tons sendes til forbrænding.

De væsentligste miljøpåvirkninger fra den nuværende bortskaffelse af potentialet for glas, plast og metal er drivhuseffekt og forsurening. Den samlede potentielle påvirkning af drivhuseffekt og forsurening ved den nuværende bortskaffelse er henholdsvis -1.850 tons CO₂-ækvivalenter og -13 tons SO₂-ækvivalenter. De negative resultater betyder, at den nuværende bortskaffelse af potentialet er årsag til, at der undgås miljøpåvirkninger.

Desuden viser resultaterne, at økotoksicitet til vand er en væsentlig miljøpåvirkning. Dette stammer imidlertid hovedsageligt fra langtidsudvaskninger af kobber fra deponering af slagge fra affaldsforbrænding af ståldåser. Da de øvrige potentielle miljøpåvirkninger kan indtræde i løbet af få år, mens langtidsudvaskninger realiseres i løbet af årtusinder, kan det diskuteres, hvor væsentlig en sådan effekt er.

De væsentligste ressourceforbrug ved referencesituationen er undgået forbrug af naturgas og i mindre grad olie. Dette udgør omkring -630 tons naturgas og -350 tons olie.

Den undgåede drivhuseffekt skyldes primært genbrug af de 2.782 tons flasker og i mindre grad genanvendelse af de 4.024 tons skår. Affaldsforbrænding af stål- og aluminiumdåser er årsag til at der undgås et beskedent bidrag til drivhuseffekt. Transport i forbindelse med indsamling og affaldsforbrænding af glas og plast giver imidlertid et bidrag til drivhuseffekt, der trækker i den anden retning, dog ikke nok til at opveje fordelene ved genbrug og genanvendelse.

Den undgåede forsurening skyldes igen hovedsageligt genbrug af flasker og i mindre grad genanvendelse af skår. Affaldsforbrænding af både plast og metal er desuden årsag til at der undgås et beskedent bidrag til forsurening, mens affaldsforbrænding af glas og transport i indsamlingen trækker lidt i den anden retning.

Den nuværende bortskaffelse af potentialet for glas, plast og metal er altså årsag til, at der undgås væsentlige miljøpåvirkninger, selvom en væsentlig del sendes til forbrænding.

Opnåede reduktioner i miljøpåvirkning ved forsøgsordningen

For alle de væsentligste miljøpåvirkninger opnås en reduktion ved forsøgsordningen i forhold til referencesituationen. Reduktionerne i drivhuseffekt og forsurening ved forsøgsordningen udgør henholdsvis omkring 107 tons CO₂-ækvivalenter og 390 kg SO₂-ækvivalenter. Det skal i den forbindelse gøres opmærksom på, at disse reduktioner kun dækker over, at omkring 40 tons plast og metal flyttes fra forbrænding til genanvendelse. Dette svarer til at der med forsøgsordningen kun indsamles omkring 4% af potentialet for plast og metal. Disse tal afspejler et opnået niveau med forsøgsordningen i Husum og på Christianshavn. Derfor må der ved en fuldskalaimplementering med mere tid til tilvænning og mere bred information om ordningen kunne forventes en væsentlig højere genanvendelsesprocent – måske fire gange så meget som i forsøgsordningen, eller mere. At der med en fuldskalaimplementering kan opnås et højere niveau for indsamling af plast og metal fremgår af en brugerundersøgelse, hvor 200 borgere i forsøgsområdet i september 2004 er interviewet pr. telefon. Det fremgår af brugerundersøgelsen, at kun 25% af de adspurgte har bemærket ændringerne ved kuberne, og kun 10% har afleveret plast og metal i kuberne. Miljøeffekten ved at der indsamles fire gange så meget som i forsøgsordningen er vurderet i en følsomhedsanalyse i afsnit 8.3.

De væsentligste reduktioner i toksiciteter er igen indenfor langtidsudvaskninger fra deponeret slagge fra affaldsforbrænding, og væsentligheden heraf er dermed svær at vurdere.

Reduktioner i ressourceforbrug ved forsøgsordningen omfatter 16 tons naturgas, 7 tons olie, 15 tons kul, 5 tons aluminium og 5 tons stål. Da aluminium generelt anvendes i væsentlig mindre mængder og har en kort forsyningshorisont i forhold til de øvrige ressourcer, er denne reduktion den væsentligste undgåede ressource ved forsøgsordningen.

På trods af, at forsøgsordningen kun har fat i en relativ lille del af potentialet for plast og metal ses en reduktion i miljøpåvirkninger ved forsøgsordningen i forhold til referencesituationen. Reduktionerne for drivhuseffekt ligger i størrelsesordenen, hvad 10-15 gennemsnitlige personer i verden årligt udleder, og reduktionerne i aluminium svarer til omkring 1.500 personers årlige forbrug. Disse reduktioner må forventes at blive væsentlig større ved en fuldskalaimplementering, måske fire gange større.

Resultaterne for referencesituationen og forsøgsordningen ovenfor skal ses i lyset af de indlejrede usikkerheder, der er i systemafgrænsningen, dataindsamlingen og beregning af miljøpotentialer. Disse usikkerheder vil blive evalueret i kapitel 9, og resultaterne af denne evaluering vil indgå i den endelige konklusion og præsentation af resultaterne i kapitel 10.

7 Vurdering af miljøpåvirkninger: Scenarier

Ud over forsøgsordningen er der gennemregnet tre forskellige alternative scenarier for, hvordan ikke-pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal kan indsamles til genanvendelse. Disse scenarier er medtaget for at få et indtryk af størrelsesordenen af miljøpåvirkninger i forhold til referencesituationen og forsøgsordningen. Vurderingerne i scenarierne er i højere grad end for referencesituationen og forsøgsordningen baseret på skøn for de indsamlede mængder plast og metal og tilrettelæggelse af indsamlingen. De anslåede indsamlede mængder i scenarierne er således ikke baseret på et fuldskalaforsøg i større områder over længere tid og med detaljeret datafangst, som det er tilfældet for forsøgsordningen.

De potentielle miljøpåvirkninger for hvert scenarium vises som forskellen mellem de pågældende scenarier og referencesituationen. Det er kun de væsentligste kategorier af miljøpåvirkninger, der er vist i dette kapitel, det vil sige drivhuseffekt og forsurening. De tre scenarier er overordnet beskrevet i kapitel 1, og udvekslingerne for scenarierne er beskrevet i detaljer i kapitel 5. Tabel 7.1 nedenfor giver en kort beskrivelse af de tre scenarier.

Scenarium	Beskrivelse
Scenarium 1: Henteordning	Plast og metal indsamles via en henteordning. Der opstilles beholdere i forbindelse med etageejendomme sammen med de eksisterende beholdere til papir. Plast- og metalemballager fra villaområder indsamles med elskrotordningen. Det regnes som følge af et højere serviceniveau med, at der kan indsamles tre gange mængderne i forsøgsordningen.
Scenarium 2: Bringeordning (genbrugsstation)	Borgene henvises til at aflevere plast- og metalemballager på genbrugsstationen, hvor der opstilles kuber hertil. Det antages, at der med denne ordning kan indsamles væsentlig mindre mængder end med forsøgsordningen, henholdsvis 20% fra etageejendomme og 50% fra villaområder.
Scenarium 3: Bringeordning (ekstra kuber til plast og metal)	Plast og metal indsamles via særskilte kuber til plast og metal, som opstilles ved de eksisterende standpladser for glaskuber. Bl.a. på grund af pladsmangel vil det kun være muligt at opstille de nye kuber på omkring 75% af de eksisterende standpladser. Derfor regnes der med, at der kan indsamles 75% af mængderne i forsøgsordningen.

Tabel 7.1: Vurderede scenarier i livscyklusvurderingen.

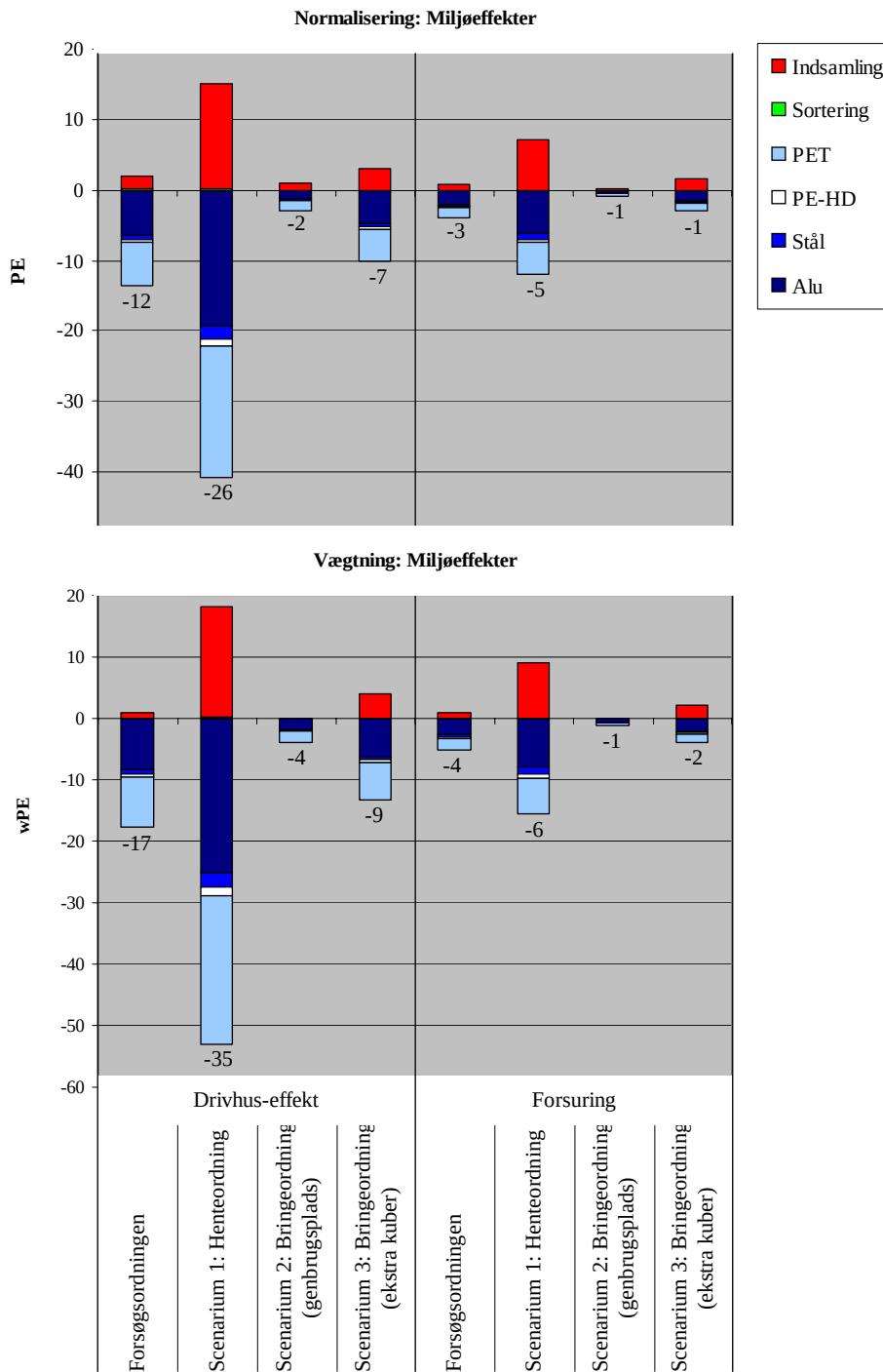
I tabel 7.2 er mængderne af plast og metal, der indsamles til genanvendelse i scenarierne vist. De samme værdier fremgår af tabel 5.47.

Indsamlet plast og metal i scenarier	Reference-situation	Forsøgsordningen	Scenarium 1: Henteordning	Scenarium 2: Bringeordning	Scenarium 3: Bringeordning
PET	0 tons	24 tons	72 tons	5,3 tons	18 tons
PE-HD	0 tons	1,8 tons	5,4 tons	0,4 tons	1,4 tons
Ståldåser	0 tons	8,9 tons	26,7 tons	2,0 tons	6,7 tons
Aludåser	0 tons	5,9 tons	17,7 tons	1,3 tons	4,4 tons
Total	0 tons	40,6 tons	121,8 tons	9,0 tons	30,5 tons

Tabel 7.2: Indsamlede mængder plast og metal til genanvendelse i scenarierne.

I figur 7.1 er de normaliserede og vægtede resultater for scenarierne vist. Desuden vises til sammenligning miljøpåvirkningen fra forsøgsordningen.

7 Vurdering af miljøpåvirkninger: Scenarier



Figur 7.1: Normalisering og vægtning for drivhuseffekt og forsuring. Resultaterne er vist som forskellen mellem scenarier og referencesituationen. Negative værdier betyder således en miljøgevinst i forhold til referencesituationen.

7.1 Scenarium 1: Henteordning

Det fremgår af figur 7.1, at der med en henteordning opnås en væsentlig større miljøgevinst end ved forsøgsordningen. Med hensyn til drivhuseffekt opnås en miljøgevinst, der er omkring dobbelt så stor som med forsøgsordningen. Miljøgevinsten svarer i forhold til referencesituationen til, hvad omkring 26 gennemsnitlige personer i verden årligt udleder af drivhusgasser. For forsøgsordningen er gevinsten 12 personækvivalenter. Med hensyn til forsuring opnås en gevinst svarende til en halv gang mere end med forsøgsordningen. Miljøgevinsten i forsuring svarer til hvad omkring 5 danskere årligt udleder af forsurende emissioner. For forsøgsordningen er denne gevinst 3 personækvivalenter.

Årsagen til, at der med henteordningen opnås en større miljøgevinst end med forsøgsordningen er, at der forventes at opnås en indsamling af plast og metal, der er omkring tre gange større end med forsøgsordningen. Det er især øget genanvendelse af PET og aluminium, der bidrager til den øgede miljøgevinst. PE-HD og stål bidrager kun i mindre grad. Det ses desuden i figuren, at der med henteordningen er et væsentligt større bidrag til både drivhuseffekt og forsuring fra indsamlingen, end ved forsøgsordningen. Det større bidrag i forbindelse med indsamlingen skyldes dels, at der skal køres relativt mange ekstra kilometer for at indsamle den ekstra plast og metal (ca. 60% af det ekstra bidrag til drivhuseffekt), og dels at der forbruges og bortskaffes omkring 1.600 stk. beholdere til plast og metal pr. år (ca. 40% af det ekstra bidrag til drivhuseffekt).

Det gøres opmærksom på, at scenarium 1 er opstillet ud fra nogle skønsmæssige estimater på, hvad der ifølge R98 (2005) vil kunne forventes at blive indsamlet med det højere serviceniveau med henteordningen i forhold til forsøgsordningen. Det er skønnet, at der med en henteordning kan indsamles tre gange så meget plast og metal end med forsøgsordningen. Dette dækker imidlertid over et usikkerhedsinterval i størrelsesordenen 2 til 4 gange så meget som med forsøgsordningen. I begge ender af dette interval vil der være tale om en større miljøgevinst end med forsøgsordningen. Men da antallet af beholdere, som skal opstilles i baggårde vil være uændret ved en større eller mindre indsamling end de antagne 121,8 tons, så vil forskellen mellem forsøgsordningen og scenarium 1 være mere beskeden, hvis der kun indsamles to gange så meget plast og metal som med forsøgsordningen.

7.2 Scenarium 2: Bringeordning (genbrugsstation)

Det ses i figur 7.1, at der opnås en væsentlig mindre miljøgevinst ved en bringeordning til genbrugsstation, end med forsøgsordningen. Med hensyn til drivhuseffekt opnås en miljøgevinst, der svarer til 1/6 til 1/4 af miljøgevinsten med forsøgsordningen. Miljøgevinsten svarer i forhold til referencesituationen til, hvad omkring 2 gennemsnitlige personer i verden årligt udleder af drivhusgasser. Med hensyn til forsuring opnås en gevinst svarende til 1/4 til 1/3 af hvad der opnås med forsøgsordningen. Miljøgevinsten i forsuring svarer til, hvad omkring 1 dansker årligt udleder af forsurende emissioner.

Årsagen til, at miljøgevinsten er væsentlig mindre i scenarium 2 end i forsøgsordningen er, at der kun indsamles 9 tons plast og metal mod 40,6 tons med forsøgsordningen. Det er primært øget genanvendelse af PET og aluminium, der bidrager til den øgede miljøgevinst. PE-HD og stål bidrager kun i mindre grad.

Der er ikke væsentlig forskel på bidraget fra indsamlingen i scenarium 2 og forsøgsordningen.

Ligesom for scenarium 1, så gøres der opmærksom på, at de indsamlede mængder plast og metal i scenarium 2 er fastsat ud fra skønsmæssige estimater. Miljøgevinsten vil imidlertid under alle omstændigheder være væsentlig lavere end med forsøgsordningen ved ændrede mængder plast og metal. Selv hvis de indsamlede mængder plast og metal antages at være dobbelt så store som de antagne 9 tons, så vil gevinsten være væsentlig mindre.

7.3 Scenarium 3: Bringeordning (ekstra kuber til plast og metal)

Det fremgår af figur 7.1, at der opnås en mindre miljøgevinst ved opstilling af ekstra kuber til plast og metal end med forsøgsordningen. Med hensyn til drivhuseffekt opnås en miljøgevinst, der svarer til godt halvdelen af miljøgevinsten med forsøgsordningen. Miljøgevinsten svarer i forhold til referencesituationen til, hvad omkring 9 gennemsnitlige personer i verden årligt udleder af drivhusgasser. Med hensyn til forsuring opnås en gevinst svarende til 1/3 til 1/2 af hvad der opnås med forsøgsordningen. Miljøgevinsten i forsuring svarer til, hvad omkring 1 dansker årligt udleder af forsurende emissioner.

Årsagen til, at miljøgevinsten i scenarium 3 med opstilling af ekstra kuber til plast og metal er mindre end i forsøgsordningen er, at der her kun forventes at blive indsamlet 75% af mængderne af plast og metal i forhold til forsøgsordningen. I scenarium 3 indsamles 30,5 tons plast og metal mod 40,6 tons med forsøgsordningen. Det er hovedsageligt øget genanvendelse af PET og aluminium, der bidrager til den øgede miljøgevinst, og kun i mindre grad PE-HD og stål. En anden årsag til, at der opnås en mindre miljøgevinst end med forsøgsordningen er, at der i forbindelse med indsamlingen hvert år forbruges omkring 96 ekstra særskilte kuber til plast og metal. Der køres en smule mindre i forbindelse med indsamlingen i scenarium 3 end i forsøgsordningen, men dette har kun en mindre betydning for forskellen mellem scenariet og forsøgsordningen.

De indsamlede mængder plast og metal i scenarium 3 er ligesom for scenarium 1 og 2 bestemt ud fra skønsmæssige estimater. Dog vurderes de skønnede mængder i scenarium 3, at være mere robuste end i scenarium 1 og 2, da de er begrundet i antal særskilte kuber til plast og metal, det vil være muligt at opstille.

7.4 Opsamling på miljøeffekten af scenarierne

I de foregående afsnit er den potentielle miljøpåvirkning ved at implementere alternativer til forsøgsordningen vurderet. Miljøgevinsterne ved scenarierne er alle vist som forskellen mellem scenarierne og referencesituationen. Desuden er de opnåede miljøgevinster sammenlignet med hvad der opnås ved forsøgsordningen.

En henteordning (scenarium 1), hvor ikke-pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal afhentes ved etageejendomme i opstillede beholdere giver den største miljøgevinst. Der opnås således i størrelsesordenen halv til en hel gang så store miljøgevinster som med forsøgsordningen.

Scenarium 2, hvor borgerne henvises til at aflevere ikke-pantbelagt drikkevareemballager af plast og metal på genbrugsstationen, er miljøgevinsten beskeden. Det er således scenarium 2, der giver den mindste miljøgevinst af de tre scenarier. Der opnås således kun i størrelsesordenen en sjettedel til en tredjedel af, hvad der opnås med forsøgsordningen.

I scenarium 3, hvor der opstilles særskilte beholdere til plast og metal ved de eksisterende glaskuber, fås en miljøgevinst i størrelsesordenen en tredjedel til godt det halve af forsøgsordningen.

Forskellene mellem de analyserede scenarier kan primært tilskrives, at der indsamles forskellige mængder plast og metal i scenarierne. Desuden har den ekstra kørsel og de ekstra beholdere i scenarium 1 en væsentlig negativ virkning på miljøgevinsten. Dog opvejes dette af en større gevinst ved den øgede genanvendelse. I scenarium 3 har fremstilling og bortskaffelse af særskilte kuber til plast og metal også en vis negativ virkning på miljøgevinsten.

Der gøres opmærksom på, at de indsamlede mængder plast og metal i scenarierne hovedsageligt er bestemt ud fra skøn foretaget af R98 og Miljøkontrollen. Dog vurderes usikkerhederne forbundet med disse opgørelser ikke, at kunne rykke ved rangordningen af de tre scenarier.

8 Vurdering af miljøpåvirkninger: Følsomhedsanalyser

I dette kapitel vurderes betydningen af ændringer i forudsætninger ved forsøgsordningen. Formålet med disse følsomhedsanalyser er dels at få svar på nogle ”hvad nu hvis” spørgsmål og dels at vurdere betydningen for livscyklusvurderingens resultater, når der ændres i forudsætninger.

I tabel 8.1 er en oversigt over de følsomhedsanalyser, der præsenteres i dette kapitel.

Følsomhedsanalyse	Beskrivelse
Mekanisk sortering	
Forsøgsordning (a): Mekanisk sortering i Danmark	Formål: Denne følsomhedsanalyse anvendes til at belyse effekten af en alternativ sortering i forsøgsordningen til den manuelle sortering på Kroghs Flaskegenbrug. Ændrede parametre: Her undersøges effekten af et mekanisk sorteringsanlæg placeret i Glostrup.
Forsøgsordning (b): Mekanisk sortering i Norge	Formål: Denne følsomhedsanalyse anvendes til at belyse effekten af en alternativ sortering i forsøgsordningen til den manuelle sortering på Kroghs Flaskegenbrug. Ændrede parametre: Her undersøges effekten af et mekanisk sorteringsanlæg placeret i Fredrikstad i Norge. Forskellen ved denne sortering i forhold til sorteringen i forsøgsordning (a) er, at der ingen genbrug af flasker er i udlandet. Det vil sige, at alle indsamlede flasker går med skår til genanvendelse.
Øget genbrug pga. flere ”bløde” emballager i glaskuber	
Forsøgsordning (c): Øget genbrug som følge af plast og metal i kuber	Formål: At undersøge effekten af at flere ”bløde” emballager (plast og metal) i kuberne medfører at færre genbrugelige flasker går itu. Ændrede parametre: I afsnit 2.3, hvor resultaterne fra forsøgsordningen præsenteres, redegøres der for, at det er sandsynligt, at plast og metal i kuberne, vil øge genbrugsprocenten af glasflasker med ~20% hver gang andelen af plast og metal øges med ~1% (vægtprocent). Derfor analyseres i denne følsomhedsanalyse, hvad miljøpåvirkningen vil være, hvis genbrugsprocenten således øges med 10% fra 31,4% til 34,5%. Mængden af plast og metal i kuberne er uændret i forhold til forsøgsordningen.
Usikkerheder i bestemmelse af mængder af indsamlet plast og metal i kuberne	
Forsøgsordning (d): Mindre indsamlet plast og metal	Formål: At undersøge effekten af usikkerheder i vejningen af de indsamlede mængder med forsøgsordningen i 2004 Ændrede parametre: I afsnit 2.2 beskrives en eftervejning af de indsamlede fraktioner. Eftervejningen viste, at der var indsamlet 10% mindre PET, 12% mindre PE-HD, 23% mindre ståldåser og 28% mindre aluminiumdåser i forhold til de oprindelige vejninger af fraktionerne. I denne følsomhedsanalyse gennemføres beregningerne med disse mængder.
Forsøgsordning (e): Øgede indsamlede mængder plast og metal	Formål: At undersøge effekten af, at der med en fuldskalaimplementering kan indsamles væsentlig større mængder end med forsøgsordningen. Ændrede parametre: Det fremgår af afsnit 6.7, at der vil kunne forventes væsentlig større mængder indsamlet plast og metal i kuberne ved en fuldskalaimplementering. I denne følsomhedsanalyse regnes der med fire gange større mængder end opnået med forsøgsordningen.

Tabel 8.1: Fortsættes på næste side...

...fortsat fra forrige side	
Usikkerheder i opgørelse af transport med lastbil og skib	
Forsøgsordning (f): Lavere udnyttelsesgrad af lastbil- og skibstransport	Formål: At undersøge effekten af usikkerheder i antagelse om lastbilers og skibes udnyttelsesgrader. Ændrede parametre: Det fremgår af afsnit 5.2, at opgørelserne af transport med lastbil og skib er forbundet med usikkerheder. Disse usikkerheder er primært relateret til en antagelse om, at lastbiler har en udnyttelsesgrad på 70% (dvs. at de kører tomme 30% af tiden) og skibe 75%. Betydningen af, at udnyttelsesgraden halveres undersøges. Dette svarer til at udvekslinger fra transport med lastbil og skib fordobles.
Kul i stedet for gas som marginal el	
Forsøgsordning (g): Kul i stedet for gas som marginal el	Formål: At undersøge effekten af at kulbaseret el anvendes som marginal el i stedet for el fremstillet ved forbrænding af naturgas Ændrede parametre: Det fremgår af afsnit 5.1, at marginal el er identificeret som el fremstillet ved forbrænding af naturgas. Ifølge Weidema (2003) kan marginal el på kortsigt være el fremstillet af kul. Derfor ændres udvekslingerne forbundet med fremstilling af el i samtlige processer til at være baseret på kul i stedet for naturgas.
Usikkerheder i anvendte metode til vurdering af miljøpåvirkninger	
Forsøgsordning (h): CML og Eco-indicator i stedet for UMIP	Formål: At undersøge effekten af usikkerheder i metode til vurdering af miljøeffekter. Ændrede parametre: Den anvendte metode til vurdering af miljøpåvirkninger er UMIP. Det fremgår af afsnit 4.7, at valget af metode til vurdering af miljøpåvirkninger kan have indflydelse på resultatet af livscyklusvurderingen. Dette skyldes, at disse metoder er opbygget på forskellig vis og anvender forskellige måder til fastsættelse af karakteriseringsfaktorer. Derfor er referencesituationen og forsøgsordningen i denne følsomhedsanalyse analyseret med CML og Eco-indicator.
Forskel i miljøgevinst ved at flytte de forskellige fraktioner fra forbrænding til genanvendelse	
Genanvendelse: Forskel i miljøgevinst ved genanvendelse af de forskellige fraktioner	Formål: At undersøge hvilke typer emballager, der giver den største miljøgevinst pr. tons der flyttes fra forbrænding til genanvendelse Ændrede parametre: I denne følsomhedsanalyse betragtes 1 tons af hver type emballage inkluderet i livscyklusvurderingen. Forskellen i miljøpåvirkning målt i CO₂-ækvivalenter gives. Der medregnes ikke transport i forbindelse med indsamling og transport til genanvendelse.

Tabel 8.1: Følsomhedsanalyser.

Tilsvarende de tre scenarier i kapitel 7, så vises resultaterne for følsomhedsanalyserne kun for drivhuseffekt og forsurening, og som forskellen mellem den pågældende udformning af forsøgsordningen og referencesituationen. Resultaterne vises som normaliserede og vægtede resultater.

8.1 Mekanisk sortering: Forsøgsordning (a og b)

I forsøgsordningen er der regnet med manuel sortering på Kroghs Flaskegenbrug. Der er imidlertid flere forskellige måder en fuldskalaimplementering af forsøget kan udformes på. Derfor vurderes to yderligere udformninger af forsøgsordningen, hvor der anvendes mekanisk sortering i henholdsvis Danmark (Glostrup) og henholdsvis i udlandet (Fredrikstad i Norge). Der findes ikke noget mekanisk sorteringsanlæg i Danmark, som kan udføre den krævede sortering. Derfor regnes der med et tænkt anlæg i Glostrup. Ifølge Damgaard (2005) vil en mekanisk sortering i udlandet med god sandsynlighed foregå på et eksisterende anlæg i Fredrikstad i Norge. Der findes dog også sorteringsanlæg i Nordtyskland som kunne være relevante. Ved sortering i udlandet vil alle flasker blive knust, og der vil derfor ikke være genbrug heraf (Damgaard). Det vil sige, at alt glas ved sortering i udlandet vil gå til genanvendelse som skår. Dog vil den mængde glasflasker, der indsamles via viceværtordningen og detailhandel stadig gå til genbrug.

De to supplerende udformninger af forsøgsordningen benævnes i det følgende for:

- Forsøgsordning (a): Mekanisk sortering i Glostrup
- Forsøgsordning (b): Mekanisk sortering i Fredrikstad, Norge

Forskellene mellem de forskellige udformninger af forsøgsordningen består primært i forskellig tilrettelæggelse af indsamlingen samt forskellige løsninger for sortering af det indsamlede affald. Konceptet med indsamling af ikke-pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal via glaskuberne er bibeholdt i de tre udformninger af forsøgsordningen.

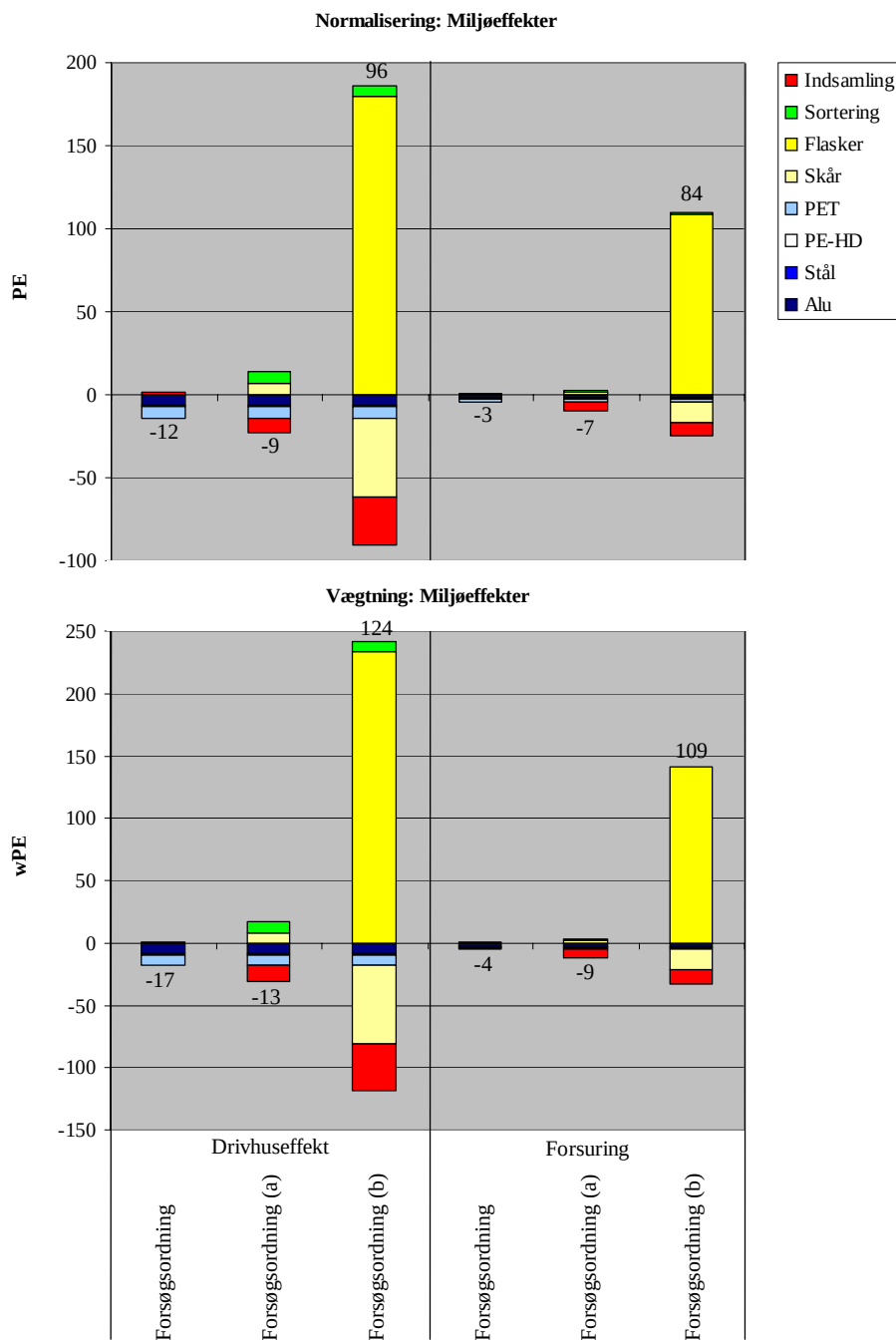
Opgørelse af transport ved indsamling og udvekslinger fra mekanisk sortering er beskrevet i bilag 6.

I tabel 8.2 nedenfor er bortskaffelsen af affaldsmængderne i den funktionelle enhed angivet for forsøgsordning (a og b). I beregninger af potentielle bidrag til miljøpåvirkningskategorierne er det værdierne i tabel 8.2 nedenfor samt opgørelserne i bilag 6 og i kapitel 5, der skal anvendes.

Trin i affaldets livscyklus	Forsøgsordning (a): Sortering i Glostrup	Forsøgsordning (b): Sortering i Norge
Indsamling		
Glas	11.510 tons	11.510 tons
Plast	608 tons	608 tons
Metal	345 tons	345 tons
Antal kuber	82 stk.	82 stk.
Antal vask af biler	168 stk.	168 stk.
Sortering		
Sortering, mekanisk	5.927 tons	5.927 tons
Forbrænding		
Affaldsforbrænding, glas	4.704 tons	4.704 tons
Affaldsforbrænding, PET	542 tons	542 tons
Affaldsforbrænding, PE-HD	40,2 tons	40,2 tons
Affaldsforbrænding, ståldåser	198,1 tons	198,1 tons
Affaldsforbrænding, aludåser	132,1 tons	132,1 tons
Genanvendelse		
Glasflasker	2.782 tons	950 tons
Glasskår	3.823 tons	5.563 tons
PET	24 tons	24 tons
PE-HD	1,8 tons	1,8 tons
Ståldåser	8,9 tons	8,9 tons
Aludåser	5,9 tons	5,9 tons

Tabel 8.2: Relateret til den funktionelle enhed. Mængder affald i forsøgsordning (a og b).

I figur 8.1 nedenfor er forskellen mellem referencesituationen og forsøgsordning (a og b) vist. Til sammenligning er forsøgsordningen desuden vist.



Figur 8.1: Følsomhedsanalyse: Forsøgsordning (a og b). Grafen viser resultater for forskel mellem forsøgsordning (a og b) og referencesituationen. Forsøgsordningen er vist til sammenligning. Negative værdier repræsenterer reduktioner i forhold til referencesituationen.

Forsøgsordning (a)

Det fremgår af figur 8.1, at forsøgsordning (a) med mekanisk sortering i Glostrup giver en mindre reduktion i drivhuseffekt end forsøgsordningen, mens der opnås en større reduktion i forsuring. Årsagen til at forsøgsordning (a) fortrænger et mindre bidrag til drivhuseffekt end forsøgsordningen er, at der anvendes mere elektricitet til sorteringsprocessen, og at der går omkring 5% af de genanvendelige skår tabt. Det ses, at der i forsøgsordning (a) spares et bidrag til drivhuseffekt i forbindelse med indsamlingen. Dette opvejer imidlertid ikke det øgede bidrag fra sorteringen og de tabte skår. Reduktionerne i indsamlingen skyldes dels at der sendes færre skår til genanvendelse fra Glostrup til den Iberiske Halvø, og dels at transport med Renoflex' affaldstransport fra R98 til sortering i Skævinge undgås.

Reduktionen i forsurening i forhold til forsøgsordningen skyldes den undgåede transport i forbindelse med indsamlingen, hvor det især er den sparede transport med skib fra København til den Iberiske Halvø, der gør udslaget.

Forsøgsordning (b)

Det ses i figur 8.1, at forsøgsordning (b) med mekanisk sortering i Fredrikstad i Norge falder væsentlig værre ud end både forsøgsordningen og referencesituationen. Dette gælder for såvel drivhuseffekt som forsurening. Den primære årsag hertil er, at alle genbrugelige flasker vil blive knust og sendt til genanvendelse med skårene ved sortering i udlandet. Dette kan i figur 8.1 ses som en reduktion i forhold til forsøgsordningen ved genanvendelse af skår, der opvejes af at flaskerne ikke sendes til genbrug. Det ses desuden, at der er en mindre reduktion ved transport i forbindelse med indsamling i forhold til forsøgsordningen. Dette skyldes, at flaskerne ikke skal transporteres til genbrug i Sydeuropa. Den ekstra transport af de knuste flasker, som går med skårene til genanvendelse på den Iberiske Halvø, betyder mindre.

Opsamling

En mekanisk sortering i Danmark betyder at der er et større bidrag til drivhuseffekt og et mindre bidrag til forsurening. Ændringerne skyldes primært, at der ved den mekaniske sortering mistes nogle genbrugelige skår og at der er mindre skibstransport af skår til genanvendelse.

En mekanisk sortering i udlandet vil imidlertid betyde, at miljøpåvirkningen bliver væsentlig større end ved både forsøgsordningen og referencesituationen. Dette skyldes, at genbrugelige flasker, som indsamles via kuber generelt ikke genbruges i udlandet. Den øgede miljøpåvirkning overskygger totalt reduktionerne som følge af genanvendelse af plast og metal, idet den primære miljøgevinst ved glaskuberne generelt kan tilskrives genbrug af flasker og kun i mindre grad genanvendelse af glasskår.

8.2 Øget genbrug pga. flere "bløde" emballager i glaskuber: Forsøgsordning (c)

I dette afsnit undersøges effekten af, at genbrugsprocenten øges som følge af de "bløde" emballager i glaskuberne. I afsnit 2.3, hvor resultaterne fra forsøgsordningen præsenteres, redegøres der for, at det er sandsynligt, at plast og metal i kuberne, vil øge genbrugsprocenten af glasflasker med ~20% hver gang andelen af plast og metal øges med ~1% (vægtprocent). Derfor analyseres i denne følsomhedsanalyse, hvad miljøpåvirkningen vil være, hvis genbrugsprocenten således øges med 10% fra 31,4% til 34,5%.

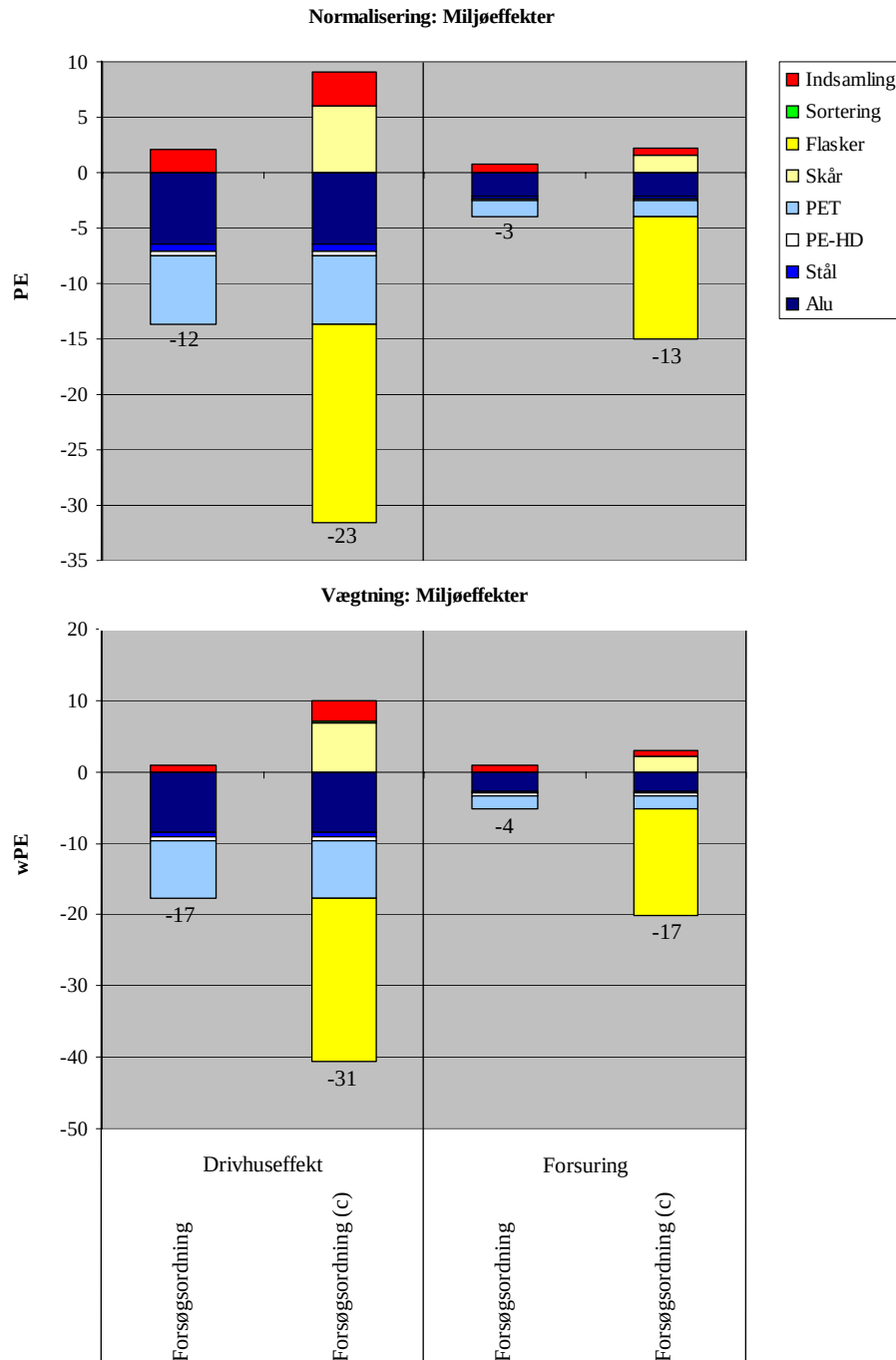
Der tages udgangspunkt i forsøgsordningen, hvor forholdet mellem flasker til genbrug og skår til genanvendelse ændres. I forsøgsordningen indsamles ifølge afsnit 4.4 i alt 5.856 tons glas med kuberne. Heraf sendes 1.832 tons flasker til genbrug og 4.024 tons skår til genanvendelse. I nærværende følsomhedsanalyse ændres mængden af flasker til genbrug således fra de 1.832 tons til 2.020 tons. Tilsvarende ændres mængden af skår til genanvendelse fra 4.024 tons til 3.836 tons. De 950 tons flasker, som indsamles med viceværtordningen og via detailhandel, er uændrede.

Ud over at der ændres på forholdet mellem flasker til genbrug og skår til genanvendelse, korrigeres der for ændringer i forbindelse med transport fra sortering til genanvendelsesstedet. Der vil være flere flasker, der skal transporteres fra Skævinge til Sydfrankrig til genpåfyldning og færre skår, der skal sejles fra København til den Iberiske Halvø til genanvendelse. Bortskaffelse af affaldsmængderne i den funktionelle enhed er vist i tabel 8.3.

Trin i affaldets livscyklus	Forsøgsordning (c)
Indsamling	
Glas	11.510 tons
Plast	608 tons
Metal	345 tons
Antal kuber/beholdere	82/0 stk.
Antal vask af biler	255 stk.
Sortering	
Sortering, manuel	5.886 tons
Affaldsforbrænding	
Affaldsforbrænding, glas	4.704 tons
Affaldsforbrænding, PET	542 tons
Affaldsforbrænding, PE-HD	40,2 tons
Affaldsforbrænding, ståldåser	198,1 tons
Affaldsforbrænding, aludåser	132,1 tons
Glasflasker	2.970 tons
Glasskår	3.836 tons
PET	24 tons
PE-HD	1,8 tons
Ståldåser	8,9 tons
Aludåser	5,9 tons

Tabel 8.3: Relatering til den funktionelle enhed. Mængder affald i forsøgsordning (c).

I figur 8.2 nedenfor er forskellen mellem referencesituationen og forsøgsordning (c) vist. Desuden er forsøgsordningen vist til sammenligning.



Figur 8.2: Følsomhedsanalyse: Forsøgsordning (c). Grafen viser resultater for forskel mellem forsøgsordning (c) og referencesituationen. Forsøgsordningen er vist til sammenligning. Negative værdier repræsenterer reduktioner i forhold til referencesituationen.

Forsøgsordning (c)

Det fremgår af figur 8.2, hvor der regnes med, at genbrugsprocenten for flasker er 10% højere end i referencesituationen, at forsøgsordning (c) giver en væsentlig større reduktion i drivhuseffekt og forsuring end forsøgsordningen. Årsagen til at forsøgsordning (c) er årsag til en større reduktion i miljøpåvirkninger er, at der genbruges flere flasker (og genanvendes færre skår) end i forsøgsordningen. Det er svært at afgøre hvorvidt det vil være reduktionerne i forsøgsordningen eller i forsøgsordning (c), der reelt opnås. Det vil kræve yderligere undersøgelser af, hvordan tilstedeværelsen af ”bløde” emballager i kuberne påvirker genbrugsprocenten af flasker. I den forbindelse kan forsøgsordningen ses som ”worst case” med ingen effekt

på genbrugsprocenten, mens der sandsynligvis reelt vil opnå et niveau et sted mellem forsøgsordningen og forsøgsordning (c).

8.3 Usikkerheder i bestemmelse af mængder af indsamlet plast og metal i kuberne: Forsøgsordning (d og e)

I forsøgsordningen er mængden af indsamlet plast og metal estimeret ud fra, hvad der er opnået i forsøgsperioden i 2004. I den forbindelse er der to væsentlige usikkerhedsmomenter, der kan have væsentlig indvirkning på resultaterne ved en fuldskalaimplementering.

For det første har en eftervejning af de indsamlede fraktioner vist, at der var indsamlet 10% mindre PET, 12% mindre PE-HD, 23% mindre ståldåser og 28% mindre aluminiumdåser i forhold til de oprindelige vejninger. Derfor er de anvendte værdier for indsamlet plast og metal i forsøgsordningen behæftet med usikkerheder. Betydningen heraf undersøges i forsøgsordning (d), hvad effekten af at anvende værdierne i eftervejningen er.

For det andet vil der, som det fremgår af afsnit 6.7, kunne forventes væsentlig større mængder indsamlet plast og metal i kuberne ved en fuldskalaimplementering. Derfor undersøges i forsøgsordning (e), effekten af at der indsamles fire gange større mængder plast og metal end opnået med forsøgsordningen.

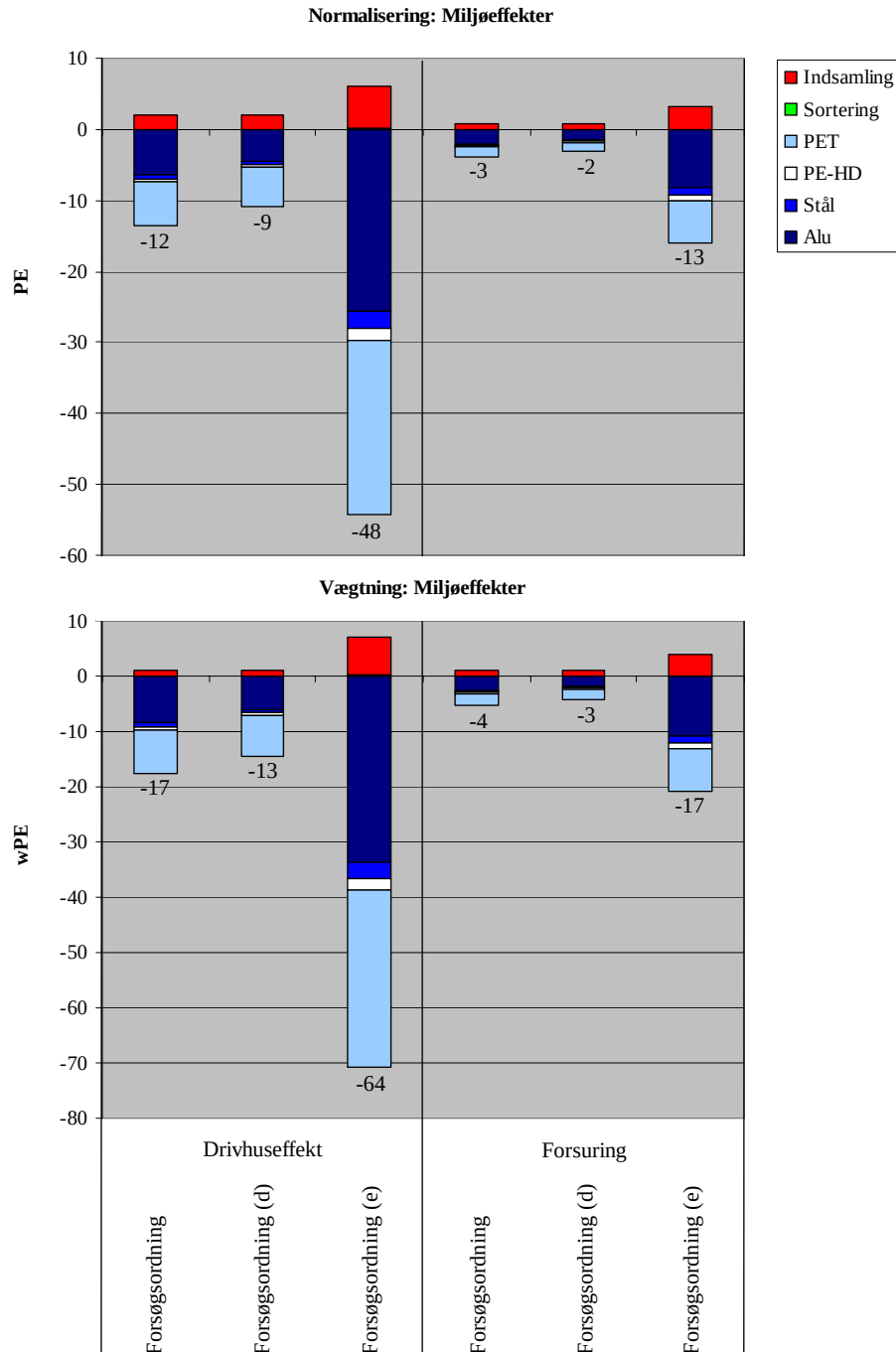
Trin i affaldets livscyklus	Forsøgsordning (d): Mindre indsamlet plast og metal	Forsøgsordning (e): Øgede indsamlede mængder plast og metal
Indsamling		
Glas	11.510 tons	11.510 tons
Plast	608 tons	608 tons
Metal	345 tons	345 tons
Antal kuber	82 stk.	82 stk.
Antal vask af biler	254 stk.	282 stk.
Sortering		
Sortering, mekanisk	5.920 tons	6.048 tons
Forbrænding		
Affaldsforbrænding, glas	4.704 tons	4.704 tons
Affaldsforbrænding, PET	544 tons	470 tons
Affaldsforbrænding, PE-HD	40,4 tons	34,8 tons
Affaldsforbrænding, ståldåser	200,1 tons	171,4 tons
Affaldsforbrænding, aludåser	133,8 tons	114,4 tons
Genanvendelse		
Glasflasker	2.782 tons	2.782 tons
Glasskår	4.024 tons	4.024 tons
PET	22 tons	96 tons
PE-HD	1,6 tons	7,2 tons
Ståldåser	6,9 tons	35,6 tons
Aludåser	4,2 tons	23,6 tons

Tabel 8.4: Relatering til den funktionelle enhed. Mængder affald i forsøgsordning (d og e).

Det ses i tabel 8.4, at der ikke er forskel på, hvor meget plast og metal der indsamles i forsøgsordning (d) og (e). Årsagen hertil er, at indsamlingen både dækker over indsamling til genanvendelse og indsamling af

restaffald med dagrenovationsordningen. Det vil sige, at det er hele potentialet der indsamles i både (d) og (e).

I figur 8.3 nedenfor er forskellen mellem referencesituationen og forsøgsordning (d og e) vist. Til sammenligning er forsøgsordningen desuden vist.



Figur 8.3: Følsomhedsanalyse: Forsøgsordning (d og e). Grafen viser resultater for forskel mellem forsøgsordning (d og e) og referencesituationen. Forsøgsordningen er vist til sammenligning. Negative værdier repræsenterer reduktioner i forhold til referencesituationen.

Forsøgsordning (d)

Det fremgår af figur 8.3, at forsøgsordning (d), hvor der indsamles 10-28% mindre plast og metal, giver en mindre reduktion i drivhuseffekt og forsuring end forsøgsordningen. Den primære årsag hertil er, at der i forsøgsordning (d) indsamles 28% mindre aluminium end i forsøgsordningen. Den 10% mindre indsamlede mængde PET giver kun en mindre forskel, mens de henholdsvis 12% og 23% mindre mængder indsamlede PE-HD og stål ikke har nogen signifikant indflydelse.

Forskellen mellem forsøgsordningen og forsøgsordning (d) er ikke signifikant.

Forsøgsordning (e)

Det ses i figur 8.3, at forsøgsordning (e), hvor der indsamles fire gange så meget plast og metal end i forsøgsordningen, giver en væsentlig reduktion i drivhuseffekt og forsuring i forhold til forsøgsordningen. Langt størstedelen af reduktionen skyldes, at der genanvendes mere PET og aluminium. Den øgede genanvendelse af PE-HD og stål bidrager kun i mindre grad til reduktionen i drivhuseffekt og forsuring.

Opsamling

Usikkerheder i fastsættelse af, hvor meget plast og metal der kan indsamles med en fuldskala implementeret forsøgsordning har væsentlig betydning for, hvad reduktionen i miljøpåvirkninger bliver i forhold til referencesituationen. Tilsyneladende har usikkerheder i målinger af de indsamlede mængder med forsøgsordningen kun mindre indflydelse på resultaterne. Derimod forventes effekterne af, at ordningen bliver mere kendt og at der kan rettes en bredere information om ordningen, at være væsentlig større. Det er imidlertid svært at afgøre, hvor meget mere plast og metal, der vil kunne indsamles ved en fuldskalaimplementering. Brugerundersøgelsen, hvor 200 borgere i forsøgsområdet er blevet interviewet, viste, at kun 25% kendte til ordningen og at kun 10% brugte den. Derfor vurderes estimatet på, at der ved en fuldskalaimplementering kan indsamles fire gange så meget som med forsøgsordningen, at være realistisk.

8.4 Usikkerheder i opgørelse af transport med lastbil og skib: Forsøgsordning (f)

Det fremgår af afsnit 5.2, at der er forbundet relativt store usikkerheder med opgørelse af udvekslinger fra lastbil- og skibstransport. Det drejer sig kun om transport fra sorteringsstedet og til oparbejdning. Opgørelserne af udvekslinger fra transport i forbindelse med indsamling frem til stedet for sortering er mere sikre, fordi der i disse tilfælde haves data for de enkelte bilers brændstoføkonomi og udnyttelsesgrad. Disse data har ikke været mulige at skaffe for den videre transport fra sorteringsstedet og frem til oparbejdning. Derfor er dette baseret på gennemsnitlige lastbiler med gennemsnitlige udnyttelsesgrader.

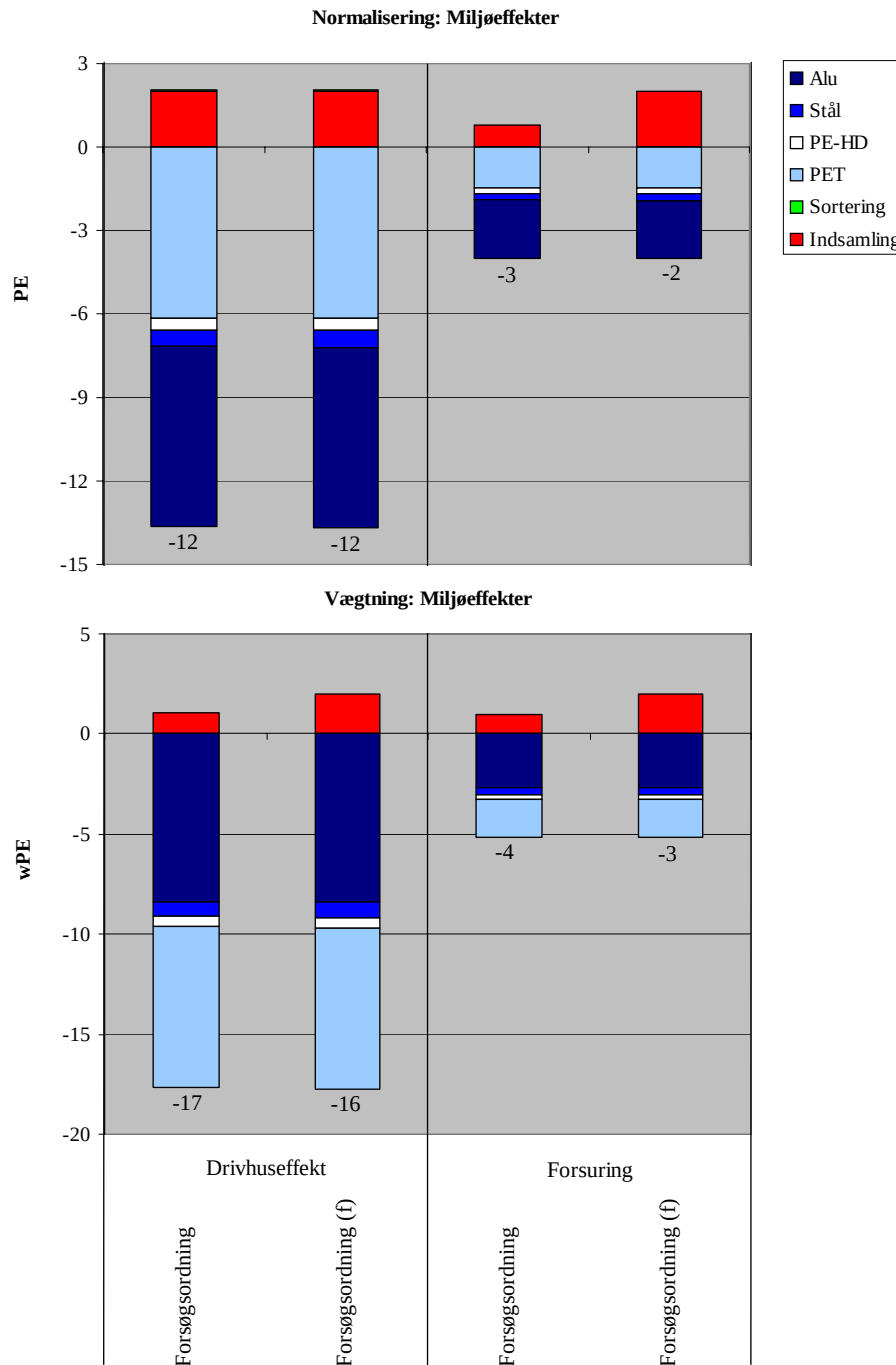
I følsomhedsanalysen fordobles udvekslingerne fra transport med de transportmidler, der er vist i tabel 8.5. Alle transportmidler der indgår i livscyklusvurderingen er beskrevet i afsnit 5.2.

Transportmiddel	Udvekslinger er opgjort pr.	Beskrivelse af de anvendte LCI-data
Lastbil, blandet kørsel	kgkm	Emissioner fra drift er fra UMIP (2000). I disse data regnes der med en udnyttelsesgrad på 70% for lastbiler og 75% for skibe. Emissioner fra fremstilling, vedligehold og bortskaffelse er fra Ecoinvent (2003)
Lastbil, motorvej	kgkm	
Skib, 2000 tons, intra EU	kgkm	
Skib, 150.000 tons, oceangående	kgkm	

Tabel 8.5: Transportmidler i undersøgelsen, hvor emissioner pr. kgkm fordobles i følsomhedsanalyse: Forsøgsordning (f).

I figur 8.4 nedenfor er forskellen mellem referencesituationen og forsøgsordning (f) vist. Til sammenligning er forsøgsordningen desuden vist. "Forsøgsordning (f)" i grafen viser forskellen mellem forsøgsord-

ningen og referencesituationen, hvor emissioner fra de ovenfor nævnte transportmidler er fordoblet (både i forsøgsordningen og referencesituationen). "Forsøgsordningen" i grafen viser forskellen mellem den oprindelige forsøgsordning og referencesituation.



Figur 8.4: Følsomhedsanalyse: Forsøgsordning (f). Grafen viser resultater for forskel mellem forsøgsordning (f) og referencesituationen. Forsøgsordningen er vist til sammenligning. Negative værdier repræsenterer reduktioner i forhold til referencesituationen.

Det ses i figur 8.4, at der er forskel på indsamlingens relative andel af drivhuseffekt i normaliseringen og vægtningen. Årsagen til at der alligevel er en forskel er, at SimaPro kun opererer med tre betydende cifre, og at de normaliserede og vægtede resultater vises som differencen mellem forsøgsordningen og referencesituationen. Differencen er, som det fremgår af afsnit 6.1 lille i forhold til de samlede påvirkninger fra henholdsvis referencesituationen og forsøgsordningen. Derfor opstår disse usikkerheder. Usikkerhederne bety-

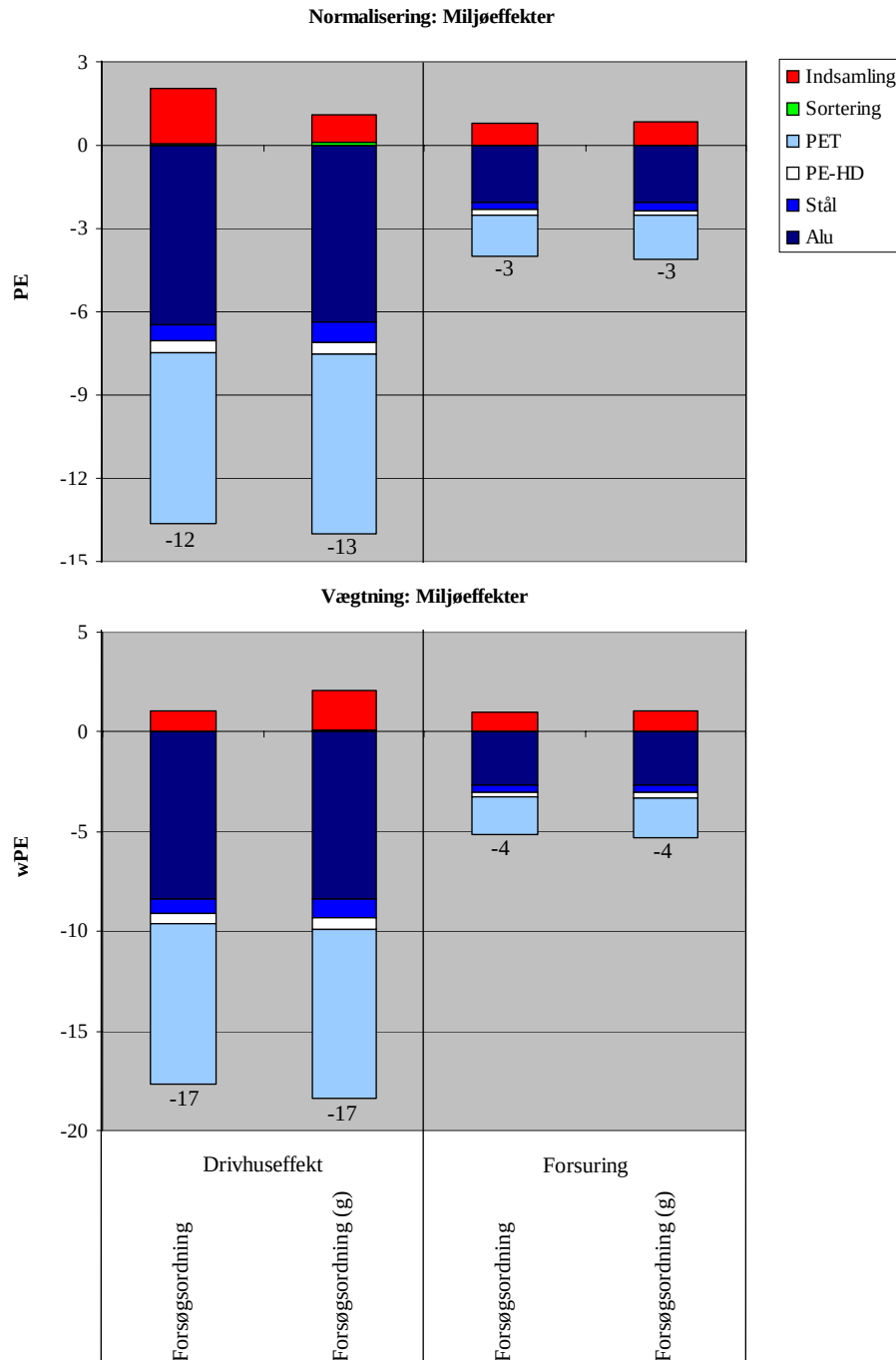
der imidlertid kun noget for fordelingen af bidraget til hver påvirkningskategori, og kun marginale afvigelser for de totale forskelle mellem forsøgsordningen og følsomhedsanalysen.

Det fremgår af figur 8.4, at usikkerheder i opgørelser af udvekslinger fra transport fra sorteringsstedet til oparbejdning kun har ringe betydning for livscyklusvurderingens resultater. I figur 8.4 ses kun ændringer i forbindelse med indsamling, hvilket skyldes, at der ikke forekommer transport i de øvrige trin i affaldets livscyklus. Der er dog en uvæsentlig ændring i forbindelse med stål. Dette skyldes, at der er lidt transport med lastbil ved genanvendelse af magnetsepareret stål fra affaldsforbrænding.

8.5 Kul i stedet for gas som marginal el: Forsøgsordning (g)

Det fremgår af afsnit 5.1, at marginal el er identificeret som el fremstillet ved forbrænding af naturgas. Ifølge Weidema (2003) kan marginal el på kortsigt være el fremstillet af kul. Derfor ændres udvekslingerne forbundet med fremstilling af el i samtlige processer til at være baseret på kul i stedet for naturgas.

I figur 8.5 nedenfor er forskellen mellem referencesituationen og forsøgsordning (g) vist, hvor el både i referencesituationen og forsøgsordningen er erstattet med el baseret på kul. Desuden er den oprindelige forskel mellem referencesituationen og forsøgsordningen vist til sammenligning.



Figur 8.5: Følsomhedsanalyse: Forsøgsordning (g). Grafen viser resultater for forskel mellem forsøgsordning (g) og referencesituationen. Forsøgsordningen er vist til sammenligning. Negative værdier repræsenterer reduktioner i forhold til referencesituationen. Ændringer i bidrag til indsamling skyldes afrundinger i SimaPro.

Det fremgår af figur 8.5, at der er stor forskel på bidrag til indsamling, samt at disse ændrer sig i forskellig retning alt afhængig af, om det er normaliseringen eller vægtningen der ses på. Disse ændringer skyldes imidlertid udelukkende afrundinger i SimaPro, og ikke reelle ændringer som følge af, at naturgasel erstattes med kul el. Derfor skal ændringerne som følge af, at der anvendes kulel i stedet for naturgasel, observeres i PET, PE-HD, stål og alu i figuren.

Det ses i figur 8.5, at anvendt teknologi for elfremstilling kun har lille betydning for størrelsen af miljøgevinsten ved forsøgsordningen. Dette skyldes, at de væsentligste energibesparelser ved forsøgsordningen

opnås i reduktioner i forbrændte brændsler ved fremstilling af primært PET samt reduktioner i el ved fremstilling af primært aluminium. Marginal el ved fremstilling af aluminium er, som beskrevet i afsnit 5.1, ikke enten kul eller naturgas, men et mix bestående af en relativ stor andel vandkraft. Derfor påvirkes dette ikke i nærværende følsomhedsanalyse.

8.6 CML og Eco-indicator i stedet for UMIP: Forsøgsordning (h og i)

Som det fremgår af afsnit 4.7, kan valget af metode til vurdering af miljøpåvirkninger have indflydelse på resultatet af livscyklusvurderingen. Dette skyldes, at disse metoder er opbygget på forskellig vis og anvender forskellige måder til fastsættelse af karakteriseringsfaktorer. Derfor er referencesituationen og forsøgs-ordningen i denne følsomhedsanalyse analyseret med CML³² (Guinée, J B et al., 2001) og Eco-indicator³³ (PRÉ, 2001).

Da der i UMIP, CML og Eco-indicator ikke opereres med samme miljøpåvirkningskategorier, er det kun bidrag til lignende kategorier, der sammenlignes. Ressourceforbrug i de forskellige metoder er ikke inkluderet i følsomhedsanalysen, da der er her ikke er samme usikkerheder. Karakteriseringsfaktoren for ressourcer er altid 1 kg pr. kg forbrugt ressource. I tabel 8.6 er det vist, hvilke miljøpåvirkningskategorier, der sammenlignes i følsomhedsanalysen.

UMIP	CML	Eco-indicator
Drivhuseffekt	Global warming	Climate change
Stratosfærisk ozonnedbrydning	Ozone layer depletion	Ozone layer
Fotokemisk ozondannelse (smog)	Photochemical oxidation	Respiratory organics
Forsuring	Acidification	Acidification/Eutrophication
Næringssaltbelastning	Eutrophication	Acidification/Eutrophication
Økotoksicitet, vand kronisk	Marine aquatic ecotoxicity	Ecotoxicity
Økotoksicitet, jord kronisk	Terrestrial ecotoxicity	Ecotoxicity
Humantoksicitet, jord	Humantoxicity	Carcinogens
Ikke inkluderet i sammenligningen		
Økotoksicitet, vand akut	Fresh water aquatic ecotoxicity	Radiation
Humantoksicitet, luft		Respiratory inorganics
Humantoksicitet, vand		Land use
Ikke-fornyelige ressourcer		Minerals
Fornyelige ressourcer		Fossil fuels

Tabel 8.6: Sammenlignelige miljøpåvirkningskategorier i UMIP, CML og Eco-indicator.

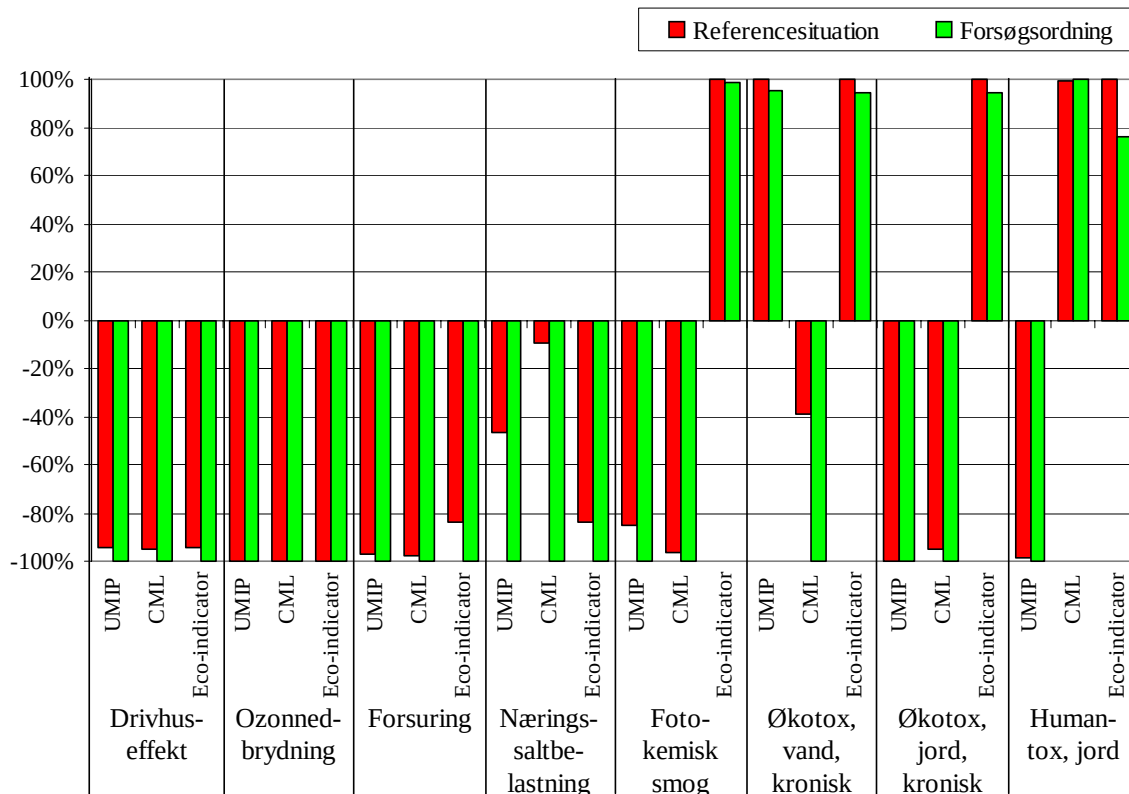
Det ses i tabel 8.6, at der er flere forskellige typer humantoksicitet i UMIP. Det er kun den vigtigste (humantoksicitet, jord), der ifølge en normalisering og vægtning er medtaget i sammenligningen. Sammenligningen af humantoksicitet via jord i UMIP og "Carcinogens" i Eco-indicator kan diskuteres, da "Carcinogens" kun omfatter kræftfremkaldende egenskaber, mens humantoksicitet via jord i princippet omfatter enhver giftpåvirkning via jord.

Det ses endvidere i tabellen, at der er flere forskellige typer økotoksicitet til vand i UMIP og CML. Det er her valgt at medtage de vigtigste typer ifølge en normalisering og vægtning af resultaterne i SimaPro. Denne sammenligning kan igen diskuteres, idet akut økotoksicitet udelades fra UMIP og ferskvands toksicitet udelades fra CML.

³² CML 2 baseline 2000 V2.1

³³ Eco-indicator 99 (H) V2.1

Resultaterne af følsomhedsanalysen vises som den relative forskel mellem referencesituationen og forsøgsordningen for hver metode.



Figur 8.6: Følsomhedsanalyse: Forsøgsordning (h og i). grafen viser for hver miljøpåvirkningskategori den relative forskel mellem referencesituationen og forsøgsordningen ved anvendelse af henholdsvis UMIP-metoden, CML og Eco-indicator.

Det fremgår af figur 8.6, at valget af metode til vurdering af miljøpåvirkninger har ringe indflydelse på resultaterne for drivhuseffekt, ozonnedbrydning og forsuring. Indenfor alle øvrige miljøpåvirkningskategorier viser figuren store forskelle i de relative forskelle mellem referencesituationen og forsøgsordningen. Dog er det kun ved humantoksicitet via jord, at fordelene ved forsøgsordningen ændres til, at forsøgsordningen giver en større miljøpåvirkning end referencesituationen (kun i CML).

På baggrund af figur 8.6 kan det konkluderes, at resultaterne indenfor drivhuseffekt, ozonnedbrydning og forsuring er de mest robuste i forhold til metode til vurdering af miljøpåvirkninger. Der ses særligt store forskelle indenfor de sammenlignede toksiciteter. Dette kan imidlertid til en hvis grad hænge sammen med, at det er forskellige typer af toksiciteter, der sammenlignes.

8.7 Forskel i miljøgevinst ved at flytte de forskellige fraktioner fra forbrænding til genanvendelse

Som det fremgår af afsnit 6.1 afhænger miljøgevinsten for hver fraktion dels af mængden af hver fraktion og dels af miljøgevinsten pr. tons der flyttes fra forbrænding til genanvendelse. Derfor er miljøgevinsten pr. tons affald der flyttes fra forbrænding til genanvendelse analyseret nærmere i dette afsnit. Da drivhuseffekt generelt er den mest signifikante miljøeffekt angives miljøgevinsten i denne følsomhedsanalyse kun i CO₂-ækvivalenter.

Beregningerne i følsomhedsanalysen omfatter samtlige udvekslinger beskrevet i kapitel 5 undtaget transport i forbindelse med indsamling og transport af fraktioner til genanvendelse.

Nedenfor i tabel 8.7 er resultatet ved at flytte 1 tons af de forskellige fraktioner fra én bortskaffelse til en anden vist. Effekterne er delt op på genbrug af hele flasker, genanvendelse, sortering og forbrænding. Negative værdier betyder, at der undgås/spares miljøpåvirkninger.

Affaldsfraktion	Genbrug	Genanvendelse	Sortering	Forbrænding	Total
Glasflasker: Flyttes fra forbrænding til genbrug af flasker	-852 kg CO ₂	-	18 kg CO ₂	-54 kg CO ₂	-888 kg CO₂
Glasflasker: Flyttes fra genanvendelse af skår til genbrug af flasker	-852 kg CO ₂	271 kg CO ₂	10 kg CO ₂	-	-571 kg CO₂
Glas: Flyttes fra forbrænding til genanvendelse af skår	-	-271 kg CO ₂	8 kg CO ₂	-54 kg CO ₂	-317 kg CO₂
PET: Flyttes fra forbrænding til genanvendelse	-	-1.620 kg CO ₂	8 kg CO ₂	-623 kg CO ₂	-2.235 kg CO₂
PE-HD: Flyttes fra forbrænding til genanvendelse	-	-883 kg CO ₂	8 kg CO ₂	-1.060 kg CO ₂	-1.935 kg CO₂
Stål: Flyttes fra forbrænding til genanvendelse	-	-729 kg CO ₂	8 kg CO ₂	162 kg CO ₂	-559 kg CO₂
Alu: Flyttes fra forbrænding til genanvendelse	-	-10.400 kg CO ₂	8 kg CO ₂	892 kg CO ₂	-9.500 kg CO₂

Tabel 8.7: Miljøgevinst i kg CO₂-ækvivalenter ved at ændre bortskaffelsen af 1 tons af hver af de inddragede fraktioner. Negative værdier repræsenterer reduktioner i miljøpåvirkninger.

Det fremgår af tabel 8.7, at der er størst miljøgevinst ved at flytte aluminium fra forbrænding til genanvendelse, hvor der spares næsten 10 tons CO₂-ækvivalenter for hvert tons aluminiumdåser, der flyttes. Desuden ses relativt store reduktioner ved at flytte PET og PE-HD fra forbrænding til genanvendelse. Stål er den fraktion af plast og metal, der giver den mindste gevinst. Dette skyldes dels, at der ikke opnås lige så store energibesparelser som ved plast og aluminium, og dels at en relativ stor del af stålet allerede genanvendes fra slaggen fra affaldsforbrændingen.

For glas ses det, at det er en relativ begrænset effekt ved at flytte glas fra forbrænding til genanvendelse (omsmeltning) i forhold til, hvis glasset i stedet kan genbruges som hele genpåfyldelige flasker. Det ses endvidere, at det bedre kan betale sig (pr. tons) at satse på, at øge genbrugsprocenten (forholdet mellem hele flasker og skår) af det indsamlede genanvendelige glas, end at satse på at flytte glas fra forbrænding til genanvendelse.

Således vil miljøgevinsten ved at flytte 1 tons forsøgsaffald (med den aktuelle sammensætning af plast og metal³⁴) fra forbrænding til genanvendelse være omkring 3 tons CO₂-ækvivalenter, mens miljøeffekten af at flytte 1 tons glas (med den aktuelle sammensætning af genbrugelige flasker og genanvendelige skår³⁵) være i størrelsesordenen 0,5 tons CO₂-ækvivalenter. Der fås således væsentligt ”mere miljø” pr. tons pr. tons genanvendt plast og metal end pr. tons genanvendt glas.

8.8 Opsamling på følsomhedsanalyser

I det følgende samles på resultaterne af følsomhedsanalyserne i dette kapitel.

³⁴ Se tabel 4.4

³⁵ Se tabel 4.4

Mekanisk sortering

På nuværende tidspunkt (i referencesituationen og i forsøget) sorteres det indsamlede glas, plast og metal manuelt hos Kroghs Flaskegenbrug. Denne løsning vil også være en mulighed ved en fuldskaalimplementering af forsøgsordningen. En anden mulighed er mekanisk sortering. Miljøeffekten herved er analyseret i denne følsomhedsanalyse.

En mekanisk sortering i Danmark betyder at der er et større bidrag til drivhuseffekt på ca. 18%, og et bidrag til forsuring, der er omkring 125% mindre end i forsøgsordningen. Det kan ikke afgøres entydigt om det større bidrag til drivhuseffekt opvejes af reduktionerne i bidraget til forsuring. Ændringerne skyldes, at der spildes 5% af de genanvendelige skår ved sorteringen og ændret transport.

En mekanisk sortering i udlandet vil være en dårlig miljømæssig løsning, da miljøpåvirkningen bliver væsentlig større end ved både forsøgsordningen og referencesituationen. Det vil sige, at det i dette tilfælde vil være langt bedre at fortsætte status quo end at indføre indsamling af plast og metal i kuberne. Årsagen til at sortering i udlandet falder så dårligt ud er, at alle flasker vil gå med skårene til genanvendelse.

Øget genbrug som følge af "bløde" emballager i glaskuber

Det har ikke med de foreliggende forsøgsresultater været muligt, entydigt at afgøre om de ekstra "bløde" emballager i kuberne medfører en højere genbrugsprocent for flasker. I forsøgsordningen er der regnet med, at det ikke har indflydelse, mens genbrugsprocenten i følsomhedsanalysen er forhøjet med 10% fra 31,4% til 34,5%. Følsomhedsanalysen viser, at der med forsøgsordningen kan opnås en væsentlig større miljøgevinst, hvis de "bløde" emballager rent faktisk forøger genbrugsprocenten. For drivhuseffekt vil en højere genbrugsprocent betyde, at miljøgevinsten næsten fordobles, mens miljøgevinsten firdobles for forsuring.

Hvis det skal bestemmes om de "bløde" emballager rent faktisk øger genbrugsprocenten, vil det kræve yderligere undersøgelser. I den forbindelse kan forsøgsordningen ses som "worst case" med ingen effekt på genbrugsprocenten, mens der sandsynligvis reelt vil opnås et niveau et sted mellem forsøgsordningen og følsomhedsanalysen med en højere genbrugsprocent.

Usikkerheder i bestemmelse af mængder af indsamlet plast og metal i kuberne

Der er forbundet usikkerheder både ved vejning af de indsamlede mængder plast og metal i forsøgsperioden og ved estimering af, hvilket niveau for indsamlet plast og metal, der kan opnås på længere sigt ved en fuldskaalimplementering. Følsomhedsanalysen viser, at usikkerheder i vejning af de indsamlede mængder i forsøgsperioden er af mindre betydning sammenlignet end de usikkerheder, der er forbundet med at estimere, hvad der vil kunne opnås ved fuldskala implementering af forsøgsordningen og efter en indkøringsperiode.

Usikkerheder i målinger kan betyde, at der opnås i størrelsesordenen 25% mindre miljøgevinster end vurderet for forsøgsordningen. Derimod kan der efter en længere indkøringsperiode og en fuldskala implementering forventes en øget miljøgevinst i størrelsesordenen af 3-5 gange, end hvad der er vurderet for forsøgsordningen.

Usikkerheder i opgørelse af transport med lastbil og skib

De usikkerheder, der er forbundet med opgørelse af udvekslinger fra transport med lastbil og skib, vurderes ikke at have væsentlig indvirkning på robustheden af livscyklusvurderingens resultater.

Usikkerheder i forbindelse med identificering af marginal el

Der er forbundet nogle usikkerheder i forbindelse med bestemmelse af, hvilken teknologi til fremstilling af el, der er marginal. I livscyklusvurderingen er der anvendt naturgasel som marginal el. Følsomhedsanalysen, hvor der anvendes kule i stedet viser, at denne usikkerhed kun har ringe betydning for størrelsen af miljøgevinsten ved forsøgsordningen i forhold til referencesituationen.

Usikkerheder i metode til vurdering af miljøpåvirkninger

Der kan være forbundet usikkerheder ved den anvendte metode til vurdering af miljøpåvirkninger. Følsomhedsanalysen hvor der i stedet for UMIP-metoden anvendes henholdsvis CML og Eco-indicator viser, at resultaterne indenfor drivhuseffekt, ozonnedbrydning og forsurening er de mest robuste i forhold til metode til vurdering af miljøpåvirkninger. Da det netop er drivhuseffekt og forsurening, der anses som de mest relevante og væsentligste miljøeffekter ved forsøgsordningen, og at det dermed er disse to miljøpåvirkningskategorier der fokuseres på i vurderingen af miljøpåvirkninger, vil valget af metode ikke have væsentlig indflydelse på livscyklusvurderingens konklusioner.

Dog er det muligt, at valget af metode ville have vist, det var andre miljøeffekter end drivhuseffekt og forsurening, der var de væsentligste ved normalisering og vægtning. Dette er imidlertid ikke undersøgt nærmere, da metoderne til normalisering og vægtning i CML og Eco-indicator ikke er baseret på danske forhold, og dermed kan være irrelevante i forhold til miljøpolitiske spørgsmål i Danmark.

Forskel i miljøgevinst ved at flytte de forskellige fraktioner fra forbrænding til genanvendelse

Denne følsomhedsanalyse viser, at der er stor forskel på miljøgevinsten ved at flytte 1 tons af de forskellige fraktioner fra forbrænding til genanvendelse. Således vil miljøgevinsten ved at flytte 1 tons forsøgsaffald (med den aktuelle sammensætning af plast og metal) fra forbrænding til genanvendelse være omkring 3 tons CO₂-ækvivalenter, mens miljøeffekten af at flytte 1 tons glas (med den aktuelle sammensætning af genbrugelige flasker og genanvendelige skår) være i størrelsesordenen 0,5 tons CO₂-ækvivalenter. Der fås således væsentligt ”mere miljø” pr. tons pr. tons genanvendt plast og metal end pr. tons genanvendt glas.

Samlet vurdering af resultater fra følsomhedsanalyser

Der er ikke i nogen af de gennemførte følsomhedsanalyser fundet usikkerheder, der vil betyde, at der opnås en væsentlig mindre miljøgevinst end vurderingen af forsøgsordningen i kapitel 6. Derimod peger flere forhold på, at der vil kunne forventes en større gevinst. Dette skyldes dels, at der i den oprindelige vurdering ikke er taget højde for, at genbrugsprocenten kan øges ved flere ”bløde” emballager i kuberne, og dels at der efter en fuldskala implementering og en indkøringsperiode vil kunne forventes måske fire gange større mængder indsamlet plast og metal. Den væsentligste faktor, der vil kunne fjerne mere end hele miljøgevinsten ved indsamling af plast og metal, er hvis genbrug af de hele flasker falder bort. Dette vil være tilfældet, hvis glas, plast og metal sendes til sortering i udlandet.

Der er ikke i følsomhedsanalyserne fundet kritiske antagelser i data og metoder, som vil kunne ændre resultaterne væsentligt.

9 Evaluering af data og antagelser

I dette kapitel evalueres resultaternes robusthed. Evalueringen omfatter i overensstemmelse med ISO 14043 en fuldstændigheds- følsomheds- og konsistenskontrol. I fuldstændighedskontrollen undersøges det om alle relevante informationer der er nødvendige for fortolkningen er anvendt. Følsomhedskontrollen omfatter en undersøgelse af pålideligheden af de endelige konklusioner. Dette gøres ved at fastlægge om de er usikkerheder i data, antagelser, beregning af kategoriindikatorer m.m. I konsistenskontrollen undersøges det, om der er foretaget konsistent dataindsamling og anvendt konsistente metoder. (Jerlang et al., 2001)

9.1 Fuldstændighedskontrol

I dette afsnit gives et overblik over hvilke processer i affaldets livscyklus der er data for, og hvilke der ikke er inkluderet i undersøgelsen. Dette er gjort for hvert trin i livscyklusen i det følgende.

Energi

De anvendte data for el og varme vurderes at være dækkende. Der er inkluderet udvekslinger fra forbrænding af brændsler, forbrug af hjælpestoffer til røggasrensning, bortskaffelse af restprodukter fra forbrænding samt fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af produktionsanlæg og transmissionsnet.

Indsamling

Indsamling af affaldet omfatter indsamling fra borger/glaskube til eventuel sortering og videre til endelig behandling. I tabel 9.1 nedenfor er de anvendte data for indsamlingen beskrevet.

Processer	Beskrivelse
Indsamling af affald fra borger/kube til sortering/forbrænding	Der haves pålidelige data for brændstofforbrug og kørte kilometer for indsamling både for affald indsamlet i kuberne og for affald der indsamles med dagrenovation fra R98 (2005). Der er anvendt LCI-data for afbrænding af diesel fra UMIP (2000) og data for fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af transportmidler samt veje er fra Ecoinvent (2003).
Transport af affaldsfraktioner fra sortering til oparbejdning	Den videre transport af affaldsfraktionerne fra sorteringen er mere usikker, både hvad angår fastsættelse af transportafstande og bestemmelse af brændstofforbrug. Der er anvendt data for gennemsnitlig lastbil- og skibstransport fra UMIP (2000), som dog kun inkluderer forbrænding af fuelolie. Derfor er der anvendt data for fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af transportmidler samt veje fra Ecoinvent (2003).
Glaskuber	Fremstilling og bortskaffelse af glaskuber er inkluderet. Der er taget højde for antal nødvendige ekstra kuber og kubernes levetid. Der regnes med, at kuberne er fremstillet af ren PE-plast. Det vil sige, at anordningen af stål til kranbilen ikke er inkluderet.
Vask af biler	Vask af biler er inkluderet. Der er taget højde for vand-, el- og materialeforbrug. Dog er fremstilling af enkelte kemikalier ikke inkluderet pga. manglende data. Desuden er bortskaffelse af spildevand og restaffald fra vaskeprocessen ikke medtaget. Det er kun vask af biler i forbindelse med indsamling af affald fra borger/kube til sortering/forbrænding der er inkluderet. Dvs. vask af lastbiler til langturstransport ikke er inkluderet.

Tabel 9.1: Beskrivelse af anvendte data i forbindelse med indsamling.

Det fremgår af tabel 9.1, at de væsentligste mangler i data findes i forbindelse med glaskuber og vask af biler. Ved glaskuberne er der ikke inkluderet fremstilling og bortskaffelse af stålanordningen til kranbilen. Da antallet af kuber er uændret i referencesituationen og forsøgsordningen samt at kuberne kun udgør i størrelses orden 2-3% af miljøpåvirkningen (henholdsvis forsuring og drivhuseffekt) fra indsamling, vurderes disse mangler som værende uvæsentlige. Mangler i forbindelse med bortskaffelse af spildevand og restaffald fra vask af biler vurderes ligeledes at være uvæsentlige, idet vaske processen kun udgør i størrelsesordenen 0,04-0,15% af miljøpåvirkningerne (henholdsvis forsuring og drivhuseffekt) fra indsamling. Da biler, der indsamler affald vaskes oftere end langturslastbiler, vurderes det ikke at have væsentlig betydning, at vask af langturslastbiler ikke er inkluderet.

Sortering

Sortering af affaldet omfatter en sortering af affaldsfraktionerne fra kuberne i flasker, skår, plast, stål og aluminium. Flasker er pakket på paller og fastholdes med krympeplast. Skår afsættes i containere. Plast og metal presses i baller. I tabel 9.2 nedenfor er de anvendte data for indsamlingen beskrevet.

Processer	Beskrivelse
Sorteringseffektivitet	Sorteringseffektivitet omfatter hvor rene de sorterede fraktioner er, og hvor meget spild der forekommer. Ved den manuelle sortering er det de sorterede mængder der er opgjort. Ved mekanisk sortering er effektiviteten bestemt ud fra datablade leveret af Bezner (2005)
Sortering af flasker indsamlet med viceværtordning og detailhandel er ikke inkluderet	Sortering af de 950 tons flasker indsamlet med Vicevært og Detailhandel er ikke inkluderet. Der er kun medregnet sortering af flasker, skår, plast og metal indsamlet via kuberne.
El	Elforbrug til manuel sortering er opgjort pr. tons sorteret affald. Opgørelser er baseret på udgifter til el. Data er leveret af Damgaard (2005). Elforbrug ved mekanisk sortering er baseret på datablad for et relevant sorteringsanlæg (Bezner, 2005).
Opvarmning af bygning	Der haves ingen data for energi til opvarmning af bygninger
Hjælpematerialer (smørelolie og sæbe til transportbånd)	Der haves ingen data for forbrug af hjælpematerialer
Pakning af flasker	Fremstilling og bortskaffelse af krympeplast er medtaget. Paller er ikke medtaget.
Balning af plast og metal	Balning af plast og metal er ikke inkluderet
Transport af affald til behandling	Transport af frasorterede urenheder til bortskaffelse (forbrænding og deponering) er ikke inkluderet. Dette udgør 0,52% af affaldsmængderne, der sendes til sortering.
Bygninger og maskiner	Fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af bygninger og maskiner er ikke inkluderet.

Tabel 9.2: Beskrivelse af anvendte data i forbindelse med sortering.

Det fremgår af tabel 9.2 at der mangler nogle data i forbindelse med sorteringen. Den væsentligste mangel er, at sortering af de 950 tons flasker indsamlet med viceværtordning og detailhandel er ikke inkluderet. Det vil sige, at det udelukkende er sortering af de indsamlede affaldsfraktioner med kuberne, hvor sortering er inkluderet. Dette omfatter i alt 1.832 tons flasker, 4.024 tons skår, 25,8 tons plast og 14,8 tons metal – i alt knap 5.900 tons. Da de 950 flasker fra detailhandel og viceværtordningen er uændret i referencesituationen, forsøgsordningen samt alle scenarier, har dette ingen indflydelse på vurderingen af miljøgevinsterne ved forsøgsordningen og scenarierne.

Desuden er der mangler i følgende data: Opvarmning af bygning, hjælpematerialer, paller til pakning af flasker, balning af plast og metal, bygninger og maskiner samt transport af urenheder til forbrænding og

deponering. Forbrug af hjælpematerialer og paller vurderes at være usignifikant i forhold til de øvrige udvekslinger. Dette begrundes med, at der anvendes meget små mængder hjælpematerialer, og at paller genbruges mange gange. Opvarmning af bygning vurderes ligeledes at være af mindre betydning, da der generelt er lav temperatur i sorteringshallen pga. åbne porte m.m. Desuden vil opvarmning af bygninger være uændret i referencesituationen, forsøgsordningen og de øvrige scenarier. Bygninger og maskiner vurderes at være af mindre betydning i forhold til de mængder affald der årligt sorteres (i størrelsesordenen 40.000 tons flasker og skår). Opbalning af plast og metal kan have en mindre indflydelse på energiforbruget i forbindelse med sortering. Da de frasorterede urenheder for det første er uændrede i referencesituationen, forsøgsordningen og alle scenarier, og for det andet udgør en ubetydelig del af mængderne, der sendes til sortering, så har denne mangel kun en uvæsentlig marginal indflydelse på resultatet.

Affaldsforbrænding

De anvendte data for forbrænding af affaldsfraktionerne vurderes at være dækkende. Der er inkluderet udvekslinger fra forbrænding af affald, forbrug af hjælpestoffer til røggasrensning, bortskaffelse af restprodukter fra forbrænding samt fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af produktionsanlæg.

Genbrug af flasker

Genbrug af flasker omfatter vask af flaskerne samt fortrængt fremstilling af nye flasker. I tabel 9.3 nedenfor er de anvendte data for genbrug af flasker beskrevet.

Processer	Beskrivelse
Vask af flasker	
El, varme og vand	El, varme og vand er inkluderet. Forbrug er baseret på Nejrup og Wesnæs (2000)
Hjælpematerialer	Forbrug af sæbe er inkluderet. Forbrug er baseret på Nejrup og Wesnæs (2000) og udvekslinger fra fremstilling af sæbe er fra Ecoinvent (2003)
Bortskaffelse af etiketter	Forbrænding af etiketter er inkluderet.
Spildevand	Udvekslinger fra spildevand er ikke inkluderet.
Bygninger og maskiner	Fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af bygninger og maskiner er ikke inkluderet.
Fremstilling af nye flasker	
Fremstilling af primært glas	Data inkluderer energi og materialeforbrug, bortskaffelse af restprodukter samt fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af bygninger og maskiner. Data er baseret på fremstilling af glas baseret på input af både jomfruelige råmaterialer og skår. Data er fra Ecoinvent (2003). Disse data er korrigeret for energi- og materialeforbrug ved fremstilling af ren jomfruelig glas. Korrektur er baseret på Widdheden et al. (1998b). Da elforbruget i Ecoinvent repræsenterer gennemsnitlig europæisk el, er dette erstattet med marginal el, baseret på gas.

Tabel 9.3: Beskrivelse af anvendte data i forbindelse med genbrug af flasker.

Det fremgår af tabel 9.3, at udvekslinger fra spildevand samt bygninger og maskiner ikke er inkluderet ved vask af flasker. Udvekslingerne fra spildevandsrensning er ifølge LCAfood (2004) kun afhængige af N, BOD og COD. Der vil dog være en mindre mængde COD fra den anvendte sæbe. Dette vurderes dog at være uvæsentligt i forhold til de øvrige udvekslinger fra vask af flasker. Bygninger og maskiner vurderes at være af mindre betydning i forhold til de mængder flasker der årligt vaskes på flaskevaskerierne.

De anvendte data for fremstilling af primært glas vurderes at være dækkende.

Genanvendelse af skår

Genanvendelse af skår omfatter omsmelting og oparbejdning af skår til nyt glas samt fortrængt fremstilling af primært glas. Fremstilling af primært glas er beskrevet i forrige afsnit om genbrug af flasker. Derfor beskrives her kun oparbejdning af skår til nye flasker.

Data for oparbejdning af skår inkluderer energi og materialeforbrug, bortskaffelse af restprodukter samt fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af bygninger og maskiner. Data er baseret på fremstilling af glas baseret på input af både jomfruelige råmaterialer og skår. Data er fra Ecoinvent (2003). Disse data er korri-geret for energi- og materialeforbrug ved fremstilling af sekundært glas. Korrektion er baseret på Widhe-den et al. (1998b). De anvendte data for fremstilling af sekundært glas vurderes at være dækkende. Da elforbruget i Ecoinvent repræsenterer gennemsnitlig europæisk el, er dette erstattet med marginal el, base-ret på gas.

Genanvendelse af PET

Genanvendelse af PET omfatter oparbejdning af PET til granulat samt fortrængt fremstilling af primær PET. I tabel 9.4 nedenfor er de anvendte data for genanvendelse af PET beskrevet.

Processer	Beskrivelse
Oparbejdning af PET	
Separering af PET og PE-HD	Der haves ingen data herfor. Der regnes med at der ikke er noget spild. I de anvendte data er udvekslinger ved scredding og vask inkluderet. Det antages, at dette uden væsentlige yderlige udvekslinger kan omfatte en separering af PET og PE-HD.
El og varme	El- og varmemeforbruget er baseret på oparbejdning af PE
Hjælpematerialer	Der er ingen data for forbrug af hjælpematerialer.
Vand	Der er ingen data for forbrug af vand
Bygninger og maskiner	Fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af bygninger og maskiner er ikke inkluderet.
Plastaffald fra processen	Spild fra processen sendes til forbrænding ved oparbejdning i Tyskland og deponering ved oparbejdning i Kina. Data for forbrænding er beskrevet tidligere og data for deponering omfatter emissioner fra drift af deponi samt fremstilling, vedligeholdelse og bortskaffelse af deponi og maskiner, data er fra Ecoinvent (2003).
Materialespild i processen	Der regnes med at der sker et spild på 7,4% af inputtet af PET. Dette er baseret på Busch et al. (2004).
Fremstilling af primært PET	
Fremstilling af primært PET	Data inkluderer energi og materialeforbrug, bortskaffelse af restprodukter samt fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af bygninger og maskiner. Data er fra Ecoinvent (2003). Da elforbruget i Ecoinvent repræsenterer gennemsnitlig europæisk el, er dette erstattet med marginal el, baseret på gas.
Fortrængt fremstilling af primært PET	Der regnes med, at oparbejdet PET granulat fortrænger primært PET i forholdet 1 til 1.

Tabel 9.4: Beskrivelse af anvendte data i forbindelse genanvendelse af PET.

Det fremgår af tabel 9.4, at de væsentligste mangler ved oparbejdning af PET omfatter udvekslinger fra separering af PET og PE-HD, brug af hjælpematerialer, vand samt bygninger og maskiner. Som beskrevet i tabellen vurderes separering af PET og PE-HD ikke at være væsentlig. Forbruget af hjælpematerialer vur-deres generelt at være lille ved oparbejdning af plast. Derfor har dette ikke væsentlig betydning. Der an-vendes en del vand til vask m.m. Udvekslingerne fra frembringelse af vand er imidlertid relativt små, hvor-

for dette ikke vurderes at have væsentlig indflydelse. Bygninger og maskiner vurderes at være af mindre betydning i forhold til de mængder plast der årligt oparbejdes. Til sammenligning udgør bygninger og maskiner 3,5% af bidraget til drivhuseffekt fra fremstilling af primært PET (Ecoinvent, 2003).

De anvendte data for fremstilling af primært PET vurderes at være dækkende.

Som beskrevet under systemafgrænsningen i afsnit 4.5 kan der være usikker forbundet med antagelsen om, at oparbejdet plast erstatter primært plast i forholdet 1 til 1. I Nyland et al. (2003) er der flere henvisninger til, at en antagelse om, at oparbejdet plastik, papir og aluminium fortrænger primære materialer er valid. I Ekvall og Weidema (2004) anbefales det at anvende priselasticitet til fastsættelse af, hvilken påvirkning af markedet ekstra fremstilling af sekundært materiale vil have. Denne metode er imidlertid ny, og indgår ikke som en del af konsensusprojektet (se afsnit 4.5 og Hansen, 2004). Desuden har det ikke umiddelbart været muligt at få valide data på de aktuelle priselasticiteter. Derfor er der ikke udført supplerende følsomhedsanalyser på usikkerhederne forbundet med data omkring systemafgrænsning ved genanvendelse af plast, stål og aluminium.

Antagelsen om, at der fortrænges primært PET i forholdet 1 til 1 kan diskuteres, da noget sekundært PET er af dårligere kvalitet end primært PET. Det har ikke været muligt at skaffe data for dette. Hvis oparbejdet PET i stedet fortrænger andre materialer end primært PET, eksempelvis nylon, bomuld e.l., vil det have væsentlig indflydelse på livscyklusvurderingens resultater, idet fortrængt PET står for omkring 45% af miljøgevinsten for drivhuseffekt og 37% for forsuring ved forsøgsordningen.

Genanvendelse af PE-HD

Genanvendelse af PE-HD minder meget om genanvendelse af PET, og det omfatter oparbejdning af PE-HD til granulat samt fortrængt fremstilling af primær PE-HD

Der anvendes samme data for oparbejdning af PE-HD som ved PET. Disse data er beskrevet i forrige afsnit.

Data for fremstilling af primært PE-HD er fra Ecoinvent (2003), og inkluderer energi og materialeforbrug, bortskaffelse af restprodukter samt fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af bygninger og maskiner. De anvendte data for fremstilling af primært PE-HD vurderes at være dækkende.

Genanvendelse af stål

Genanvendelse af stål omfatter oparbejdning af ståldåser til nyt stål i en BOF-proces. Heri tilsættes en mængde scrap til afkøling af processen. Dette scrap tages fra en anden oparbejdningsproces for stål (EAF-proces), som herved fortrænges. Det oparbejdede stål fortrænger primært stål i forholdet 1 til 1. I tabel 9.5 nedenfor er de anvendte data for genanvendelse af ståldåser beskrevet.

Processer	Beskrivelse
Oparbejdning af ståldåser	
Oparbejdning af ståldåser i BOF-processen	Data for oparbejdning i BOF-processen er baseret på European Commission (2001a), som inkluderer energi og materialeforbrug. Udvekslinger fra bortskaffelse af restprodukter samt bygninger og maskiner er fra Ecoinvent (2003).
Fortrængt oparbejdning af scrap i EAF-processen	Data for oparbejdning af stålsrap i EAF-processen er tilsvarende BOF-processen baseret på Commission (2001a), hvor der suppleres med data for bortskaffelse af restprodukter samt bygninger og maskiner fra Ecoinvent (2003).
Materialespild i BOF-processen	Der regnes med at der sker et spild på 13,5% af inputtet af ståldåser. Dette er baseret på Frees et al. (1998, s. A36).
Fremstilling af primært stål	
Fremstilling af primært stål	Data for fremstilling af primært stål er fra Ecoinvent (2003), og inkluderer minedrift, smeltning i højovn, BOF-processen, transport af råvarer, bygninger og maskiner samt deponering af slagge. I dataene regnes der med, at 19% af råvareinputtet er scrap. Dette er erstattet med råjern fra højovn. Der er taget højde for at ikke al slagge deponeres, da en del genanvendes til bl.a. fyldmateriale ved byggeri. Der er imidlertid ikke godskrevet for dette, hvilket ikke vurderes at have væsentlig indflydelse. Da elforbruget i Ecoinvent repræsenterer gennemsnitlig europæisk el, er dette erstattet med marginal el, baseret på gas.
Fortrængt fremstilling af primært stål	Der regnes med, at oparbejdet stål fortrænger primært stål i forholdet 1 til 1.

Tabel 9.5: Beskrivelse af anvendte data i forbindelse genanvendelse af ståldåser.

De anvendte data for oparbejdning af ståldåser i BOF-processen og data for fortrængt oparbejdning af scrap i EAF-processen vurderes at være dækkende.

Data for fremstilling af primært stål vurderes at være dækkende, da manglende godskrivning for genanvendelse af slagge til fyldmateriale ikke vurderes at have nogen væsentlig indvirkning på miljøet.

For kommentarer om usikkerhed om data for systemafgrænsning for fortrængt primært materiale, se beskrivelse under "Genanvendelse af PET". Antagelsen om, at der fortrænges primært stål i forholdet 1 til 1 kan diskuteres, da noget sekundært stål er af dårligere kvalitet end primært stål. Det har ikke været muligt at skaffe data for dette. Hvis oparbejdet stål i stedet fortrænger andre materialer end primært stål, vil det ikke have væsentlig indflydelse på livscyklusvurderingen resultater, idet fortrængt stål kun står for omkring 4% af miljøgevinsten for drivhuseffekt og 6% for forsuring ved forsøgsordningen.

Genanvendelse af aluminium

Genanvendelse af aluminiumdåser omfatter oparbejdning af aluminiumdåser til nyt aluminium samt fortrængt fremstilling af primært aluminium.

I tabel 9.6 nedenfor er de anvendte data for genanvendelse af aluminiumdåser beskrevet.

Processer	Beskrivelse
Oparbejdning af aluminiumdåser	
Oparbejdning af aluminiumdåser	Data er fra Ecoinvent og inkluderer energi og materialeforbrug, bortskaffelse af restprodukter samt fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af bygninger og maskiner. Da datasættet desuden indeholder indsamling og sortering af aluminiumskrot, er dette slettet fra datasættet. Elforbruget i dataene fra Ecoinvent er baseret på gennemsnitlig teknologi. Derfor erstattes elforbruget med marginal el baseret på naturgas.
Materialespild i processen	Der regnes med at der sker et spild på 10% af inputtet af aluminium. Dette er baseret på Ryberg et al. (1998).
Fremstilling af primært aluminium	
Fremstilling af primært aluminium	Data er fra Ecoinvent og inkluderer energi og materialeforbrug, bortskaffelse af restprodukter samt fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af bygninger og maskiner. Datasættet er baseret på europæisk gennemsnit af "prebaked" (85%) og "Söderberg" (15%) teknologi. Ifølge systemafgrænsningen er marginal fremstilling af aluminium "Prebaked" teknologi. Det anvendte mix af teknologier for fremstilling af el i datasættet fra Ecoinvent afviger fra, hvad der regnes med i systemafgrænsningen. Derfor er dette tilpasset.
Fortrængt fremstilling af primært aluminium	Der regnes med, at oparbejdet aluminium fortrænger primært aluminium i forholdet 1 til 1.

Tabel 9.6: Beskrivelse af anvendte data i forbindelse genanvendelse af aluminiumdåser.

Det vurderes at de anvendte data for oparbejdning af aluminiumdåser er dækkende.

Den væsentligste mangel i data for fremstilling af primært aluminium er at data sættet er baseret på 85% "Prebaked" teknologi og 15% "Söderberg" teknologi. Ifølge systemafgrænsningen er marginal fremstilling af aluminium baseret på "Prebaked" teknologi. Det vurderes imidlertid, at de 15% af aluminiumsfremstillingen, som foregår ved brug af "Söderberg" teknologien, er ubetydelig for opgørelsen af udvekslinger forbundet med fremstilling af primært aluminium. I European Commission (2001b) er de to teknologier sammenlignet for udvalgte parametre. Det fremgår heraf, at der ikke er nævneværdig forskel på materiale- og energiforbruget i de to processer. Begge processer har samme udnyttelse af det primære råstof; aluminiumoxid. "Söderberg" teknologien har et samlet elforbrug, der er omkring 8% større end "prebaked" teknologien. Dette betyder, at elforbruget ændres med omkring 1%, hvis der udelukkende blev anvendt data for "prebaked" teknologien. Det vurderes at dataene for fremstilling af primært aluminium er dækkende.

For kommentarer om usikkerhed om data for systemafgrænsning for fortrængt primært materiale, se beskrivelse under "Genanvendelse af PET". Antagelsen om, at der fortrænges primært aluminium i forholdet 1 til 1 kan diskuteres, da noget sekundært aluminium er af dårligere kvalitet end primært aluminium. Det har ikke været muligt at skaffe data for dette. Hvis oparbejdet aluminium i stedet fortrænger andre materialer end primært aluminium, vil det have væsentlig indflydelse på livscyklusvurderingen resultater, idet fortrængt aluminium står for omkring 44% af miljøgevinsten for drivhuseffekt og 50% for forsuring ved forsøgsordningen.

Opsamling på fuldstændighedskontrol

Det fremgår af evalueringen af fuldstændighed, at der generelt ikke mangler relevante informationer, der er nødvendig for fortolkningen af livscyklusvurderingens resultater. Dog ville en yderligere undersøgelse af hvilke materialer, der reelt fortrænges ved øget genanvendelse af plast og metal, være ønskelig, da ændrede systemafgrænsninger vil kunne have indflydelse på miljøgevinsten ved forsøgsordningen i livscyklusvur-

deringen resultater. Den anvendte afgrænsning afspejler imidlertid normal anvendt praksis, hvorfor antagelserne ikke vurderes at være kritiske.

9.2 Følsomhedskontrol

I dette afsnit evalueres de følsomhedsanalyser, der er gennemført. Dette anvendes til at redegøre for pålideligheden af de endelige konklusioner.

I tabel 9.7 nedenfor gives et overblik over de udførte følsomhedsanalyser. Resultatet af de enkelte følsomhedsanalyser samt hvilken indflydelse det kan have på livscyklusvurderings resultater er beskrevet nærmere i det følgende.

Processer
LCI- opgørelse: Følsomhedsanalyser i forbindelse med opgørelse af udvekslinger fra de forskellige processer
Fremstilling af el (tabel 5.1)
Lastbiltransport (tabel 5.5)
Transport med skib (tabel 5.6)
Affaldsforbrænding (tabel 5.29)
Fremstilling af nye flasker (tabel 5.32)
Omsmelting af skår (tabel 5.34)
Oparbejdning af PET-plast (tabel 5.36)
Fremstilling af primært PET (tabel 5.38)
Fremstilling af primært PE-HD-plast (tabel 5.39)
Oparbejdning af stålskrot med BOF-processen (tabel 5.41)
Oparbejdning af stålskrot med EAF-processen (tabel 5.43)
Fremstilling af primært aluminium (tabel 5.45)
Oparbejdning af aluminiumdåser (tabel 5.46)
LCIA-resultater: Følsomhedsanalyser på effekt på resultater ved ændrede forudsætninger
Forsøgsordning (a): Mekanisk sortering i Danmark
Forsøgsordning (b): Mekanisk sortering i Norge
Forsøgsordning (c): Øget genbrug som følge af plast og metal i kuber
Forsøgsordning (d): Mindre indsamlet plast og metal
Forsøgsordning (e): Øgede indsamlede mængder plast og metal
Forsøgsordning (f): Lavere udnyttelsesgrad af lastbil- og skibstransport
Forsøgsordning (g): Kul i stedet for gas som marginal el
LCIA-metode: Følsomhedsanalyser på effekt på resultater ved ændret metode til LCIA
Forsøgsordning (h): CML i stedet for UMIP
Forsøgsordning (i): Eco-indicator i stedet for UMIP
Bidrag til miljøgevinst ved genanvendelse – forskel på fraktioner
Forskel i miljøgevinst ved at flytte de forskellige fraktioner fra forbrænding til genanvendelse

Tabel 9.7: Overblik over følsomhedsanalyser i livscyklusvurderingen.

Fremstilling af el (tabel 5.1)

Sammenligning af LCI-data viser nogen forskelle. Disse forskelle er imidlertid primært relateret til alderen på dataene og dermed den anvendte teknologi. De anvendte data afspejler ny teknologi fra omkring år 2000.

Lastbiltransport (tabel 5.5)

Sammenligning af forskellige LCI-data viser store forskelle. Dette relaterer sig dels til forskelle i udnyttelsesgrad og forskelle i brændstofudnyttelse. Betydningen er vurderet nærmere i følsomhedsanalysen: Forsøgsordning (f): Lavere udnyttelsesgrad af lastbil- og skibstransport

Transport med skib (tabel 5.6)

Se ovenfor.

Affaldsforbrænding (tabel 5.29)

Der er ikke væsentlige forskelle i de sammenlignede LCI-data for emissioner fra affaldsforbrænding.

Fremstilling af nye flasker (tabel 5.32)

Der er store forskelle i emissionsniveauet mellem de sammenlignede LCI-data for fremstilling af nye flasker. En væsentlig årsag til variationerne er forskellige energiforbrug i forskellige regioner for glasfremstilling. Da der er taget højde for, hvor marginal fremstilling af nye flasker foregår, vurderes usikkerhederne ikke at have væsentlig indflydelse på fortolkningen af resultaterne.

Omsmeltning af skår (tabel 5.34)

Der er store forskelle i emissionsniveauet mellem de sammenlignede LCI-data for omsmeltning af skår til nyt glas. En væsentlig årsag til variationerne er ligesom ved fremstilling af nye flasker forskellige energiforbrug i forskellige regioner for glasfremstilling. Da der er taget højde for, hvor marginal fremstilling af nye flasker foregår, vurderes usikkerhederne ikke at have væsentlig indflydelse på fortolkningen af resultaterne.

Oparbejdning af PET-plast (tabel 5.36)

Der ses store forskelle i emissionsniveauet i de sammenlignede data for oparbejdning af PET-plast. Forskellene skyldes hovedsageligt forskydninger mellem el og varme. I de tilfælde, hvor der er et stort elforbrug, er forbruget af varme mindre. Dog vurderes forskelle at afspejle en vis usikkerhed i opgørelsen af emissioner fra denne proces. Det er valgt en af de to oparbejdningsprocesser, der har det højeste emissionsniveau. Det vil sige, at der er større sandsynlighed for, at emissionsniveauet reelt er lidt lavere end det omvendte. Dette indebærer, at miljøgevinsten ved forsøgsordningen i så fald ville blive lidt større.

Fremstilling af primært PET (tabel 5.38)

Der er ikke væsentlige forskelle i de sammenlignede LCI-data for emissioner fra fremstilling af primært PET-plast.

Fremstilling af primært PE-HD-plast (tabel 5.39)

Der er ikke væsentlige forskelle i de sammenlignede LCI-data for emissioner fra fremstilling af primært PE-HD-plast.

Oparbejdning af stålskrot med BOF-processen (tabel 5.41)

Der er nogen forskelle på dataene for oparbejdning af stålskrot med BOF-processen. Dette er dog primært relateret til antagelser i de sammenlignede data. Derfor er følsomhedsanalysen ikke udtryk for store forskelle i de sammenlignede data.

Oparbejdning af stålskrot med EAF-processen (tabel 5.43)

Der er ikke væsentlige forskelle i de sammenlignede LCI-data for emissioner for oparbejdning af stålskrot med EAF-processen.

Fremstilling af primært aluminium (tabel 5.45)

Der er ikke væsentlige forskelle i de sammenlignede LCI-data for emissioner fra fremstilling af primært aluminium.

Oparbejdning af aluminiumdåser (tabel 5.46)

Der er nogen forskelle på dataene for oparbejdning af aluminiumdåser. Derfor vurderes dataene for oparbejdning af aluminium at være forbundet med nogen usikkerhed. Men selv indenfor spændet af de sammenlignede data vil valget af data ikke have væsentlig indflydelse på miljøgevinsten ved genanvendelse af aluminium, fordi emissioner fra fortrængt primært aluminium er mange gange større end emissioner fra den krævede energi til oparbejdning.

Forsøgsordning (a): Mekanisk sortering i Danmark

En mekanisk sortering i Danmark betyder at der er et større bidrag til drivhuseffekt og et mindre bidrag til forsuring.

Forsøgsordning (b): Mekanisk sortering i Norge

En mekanisk sortering i udlandet vil betyde, at miljøpåvirkningen bliver væsentlig større end ved både forsøgsordningen og referencesituationen. Dette skyldes, at genbrugelige flasker, som indsamles via kuber generelt ikke genbruges i udlandet. Den øgede miljøpåvirkning overskygger totalt reduktionerne i miljøpåvirkning som følge af genanvendelse af plast og metal.

Forsøgsordning (c): Øget genbrug som følge af plast og metal i kuber

En højere genbrugsprocent for flasker giver en væsentlig større reduktion i drivhuseffekt og forsuring end forsøgsordningen. Det er svært at afgøre hvorvidt det vil være reduktionerne i forsøgsordningen eller i forsøgsordning (c), der reelt opnås. Det vil kræve yderligere undersøgelser af, hvordan tilstedeværelsen af "bløde" emballager i kuberne påvirker genbrugsprocenten af flasker. I den forbindelse kan forsøgsordningen ses som "worst case" med ingen effekt på genbrugsprocenten, mens der sandsynligvis reelt vil opnås et niveau et sted mellem forsøgsordningen og forsøgsordning (c).

Forsøgsordning (d): Mindre indsamlet plast og metal

Usikkerheder i målinger af de indsamlede mængder med forsøgsordningen nogen indflydelse på resultaterne. Der opnås i størrelsesordenen 75% af miljøgevinsten ved forsøgsordningen.

Forsøgsordning (e): Øgede indsamlede mængder plast og metal

Effekterne af, at ordningen bliver mere kendt og at der kan rettes en bredere information om ordningen, forventes at have en væsentlig effekt, idet miljøgevinsten bliver op til fire gange større end i forsøgsordningen. Det er imidlertid svært at afgøre, hvor meget mere plast og metal, der vil kunne indsamles ved en fuldskalaimplementering. Brugerundersøgelsen, hvor 200 borgere i forsøgsområdet er blevet interviewet, viste, at kun 25% kendte til ordningen og at kun 10% brugte den. Derfor vurderes estimatet på, at der ved en fuldskalaimplementering kan indsamles fire gange så meget som med forsøgsordningen, at være realistisk.

Forsøgsordning (f): Lavere udnyttelsesgrad af lastbil- og skibstransport

Usikkerheder i opgørelser af udvekslinger fra transport fra sorteringsstedet til oparbejdning kun har ringe betydning for livscyklusvurderingens resultater.

Forsøgsordning (g): Kul i stedet for gas som marginal el

Anvendt teknologi for elfremstilling kun har lille betydning for størrelsen af miljøgevinsten ved forsøgsordningen.

Forsøgsordning (h og i): CML og Eco-indicator i stedet for UMIP

Resultaterne indenfor drivhuseffekt, ozonnedbrydning og forsurening er de mest robuste i forhold til metode til vurdering af miljøpåvirkninger. Der ses særligt store forskelle indenfor de sammenlignede toksiciteter. Da det netop er drivhuseffekt og forsurening, der anses som de mest relevante og væsentligste miljøeffekter ved forsøgsordningen, og at det dermed er disse to miljøpåvirkningskategorier der fokuseres på i vurderingen, vil valget af metode ikke have væsentlig indflydelse på livscyklusvurderingens konklusioner.

Forskel i miljøgevinst ved at flytte de forskellige fraktioner fra forbrænding til genanvendelse

Denne følsomhedsanalyse belyser forskellen i miljøgevinst ved at flytte de forskellige inddragede fraktioner fra forbrænding til genanvendelse. Følsomhedsanalysen viser, at der er stor forskel på miljøgevinsten ved genanvendelse af de forskellige fraktioner.

Opsamling på følsomhedsanalyser

Det fremgår af følsomhedsanalyserne, hvor LCI-data for emissioner og energiforbrug sammenlignes for de enkelte processer, at der generelt ikke er store usikkerheder i de anvendte data. De største forskelle i de sammenlignede LCI-data er indenfor lastbil- og skibstransport, glasfremstilling og -oparbejdning samt oparbejdning af PET-plast. Desuden afspejler emissioner fra elfremstilling nogen usikkerheder. Der er udført supplerende følsomhedsanalyser på LCIA-resultater for at belyse effekten af usikkerheder i transport og elfremstilling. Usikkerheder i fremstilling og oparbejdning af glas afspejler primært regionale forskelle. Da der er taget hensyn til hvor marginalt glas fremstilles og oparbejdes vurderes disse usikkerheder ikke at være væsentlige. Desuden er mængden af glas til genanvendelse uændret i referencesituationen, forsøgsordningen og de tre scenarier, hvorfor data for glas her ingen indflydelse har for miljøgevinsten. Usikkerheder i data for oparbejdning af PET-plast afspejler "worst case". Det vil sige, at der er større sandsynlighed for, at der opnås en større miljøgevinst ved genanvendelse af PET end det omvendte.

Følsomhedsanalyserne på LCIA-resultater, som er præsenteret i kapitel 8, viser generelt, at der ikke er kritiske antagelser i data og metoder, som vil kunne ændre resultaterne væsentligt, herunder usikkerheder i emissioner fra elfremstilling og lastbil- og skibstransport beskrevet ovenfor. Der er ikke i nogen af de gennemførte følsomhedsanalyser fundet antagelser, der vil betyde, at der opnås en væsentlig mindre miljøgevinst end vurderingen af forsøgsordningen i kapitel 6. Derimod peger flere forhold på, at der vil kunne forventes en større gevinst. Dette skyldes dels, at der i den oprindelige vurdering ikke er taget højde for, at genbrugsprocenten kan øges ved flere "bløde" emballager i kuberne, og dels at der efter en fuldskala implementering og en indkøringsperiode vil kunne forventes måske fire gange større mængder indsamlet plast og metal. Dog vil en mekanisk sortering i udlandet betyde, at en stor del af den miljømæssige argumentation for overhovedet at have indsamling af glas til genanvendelse flader bort. Dette skyldes, at hele vinflasker fra kuber i udlandet generelt ikke genbruges.

Følsomhedsanalyserne på LCIA-metoder viser, at anvendelse af andre metoder end UMIP ikke vil have væsentlig indflydelse på størrelsen af miljøgevinsten ved forsøgsordningen.

9.3 Konsistenskontrol

I konsistenskontrollen undersøges det, om der er foretaget konsistent dataindsamling og anvendt konsistente metoder. Til spørgsmålet om der er indsamlet konsistente data er det undersøgt om data for de enkelte processer har samme detaljeringsgrad og inkluderer samme emissioner. Vedrørende konsistente metoder er

det undersøgt om der er anvendt samme metode til allokering mellem produkter fra samproducerende processer og om der er anvendt samme systemafgrænsning (marginale data).

Konsistent dataindsamling – detaljeringsgrad

I afsnit 9.1 er det for hver proces vurderet om de væsentligste udvekslinger (energi- og materialeforbrug samt fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af produktionsudstyr) er inkluderet. I den forbindelse er detaljeringsgraden af dataene vurderet.

Den største andel de anvendte data for de forskellige processer er baseret på databasedata. Da forskellige databaser har forskellig detaljeringsgrad og et forskellig antal emissioner, der inkluderes, kan anvendelse af data fra forskellige databaser betyde, at dataindsamlingen bliver ukonsistent. Derfor gives i dette afsnit et overblik over hvilke databasedata, der er anvendt i de forskellige processer. Dette er vist i tabel 9.8 nedenfor.

Processer	Anvendte databasedata
Transport	
Lastbil, skraldebil og skib	UMIP (2000): Forbrænding af brændstof Ecoinvent (2003): Fremstilling, vedligehold og bortskaffelse af produktionsudstyr
Indsamling	
Kuber	Ecoinvent (2003): Fremstilling og bortskaffelse af materialer
Vask af bil	Ecoinvent (2003): El og fremstilling af kemikalier UMIP (1996): Vand
Sortering	
El	Ecoinvent (2003)
Krympefolie til flasker	Ecoinvent (2003)
Forbrænding	
El og varme	Ecoinvent (2003)
Emissioner	Ecoinvent (2003)
Genanvendelse af PET og PE-HD	
Fremstilling af primært PET og PE-HD	Ecoinvent (2003)
Oparbejdning af PET og PE-HD	Ecoinvent (2003)
Genanvendelse af ståldåser	
Fremstilling af primært stål	Ecoinvent (2003)
Oparbejdning med BOF-processen	Ecoinvent (2003)
Oparbejdning med EAF-processen	Ecoinvent (2003)
Genanvendelse af aluminiumdåser	
Fremstilling af primært aluminium	Ecoinvent (2003)
Oparbejdning af aluminiumdåser	Ecoinvent (2003)

Tabel 9.8: Anvendte databaser i forbindelse med opgørelse af udvekslinger fra de forskellige processer.

Det fremgår af tabel 9.8, at der generelt er anvendt LCI-data fra Ecoinvent (2003). Kun i forbindelse med forbrænding af brændstof samt et usignifikant forbrug af vand er der anvendt data fra en anden database. Den ensartede brug af databasedata sikrer, at der er anvendt samme systemafgrænsning samt at der er medtaget samme emissioner i alle de enkelte processer. Anvendelse af UMIP-data for forbrænding af brændstof i forbindelse med transport vurderes ikke at udgøre nogen væsentlig ukonsistent dataindsamling.

Konsistente metoder – allokering

Generelt er allokering undgået ved systemudvidelse. Der er ikke anvendt allokering i nogen tilfælde. De eneste steder, hvor der kan være ukonsistent allokering er i forbindelse med data anvendt fra Ecoinvent, som ikke opererer med systemudvidelse. Eksempelvis er visse hjælpematerialer, som indgår i de anvendte datasæt fra Ecoinvent, fremstillet ved samproduktion af andre produkter. I disse tilfælde er der i Ecoinvent generelt allokeret efter masse. Desuden er kul og olie samproduceret med andre biprodukter.

Betydningen af disse afvigelser fra en ensartet allokering vurderes ikke at være væsentlig, idet de væsentligste emissioner kommer fra ikke-samproducerende processer.

Konsistente metoder – marginale teknologi

Generelt er der anvendt en markedsbaseret systemafgrænsning som beskrevet i afsnit 4.5, hvilket indebærer, at der anvendes marginal teknologi. Ecoinvent, som der anvendes data fra er generelt baseret på gennemsnitlig teknologi i Europa. Dette er der dog taget højde for, da gennemsnitlig teknologi i kapitel 5 flere steder er erstattet med marginal teknologi. Der er dog visse underliggende processer, fx fremstilling af hjælpematerialer i metal- og plastforarbejdningen, hvor gennemsnitlige data er indlejret i Ecoinvent data. Betydningen heraf vurderes imidlertid at være usignifikant.

I forbindelse med identificering af de fortrængte materialer ved genanvendelse har det, som nævnt i fuldstændighedskontrollen i afsnit 9.1, ikke i alle tilfælde været muligt at identificere, hvilke materialer der reelt bliver fortrængt. Det er eksempelvis antaget at oparbejdet PET fortrænger primært PET-granulat. Men da omkring 70% af det PET, der oparbejdes i Europa, anvendes til fibre, kan det måske reelt fortrænge tekstiler, fx bomuld eller nylon. Tilsvarende er det antaget, at oparbejdet aluminium og stål fortrænger primære materialer, selvom der måske reelt fortrænges andre materialer. Det har indenfor projektets rammer ikke været muligt at undersøge nærmere, hvordan øget oparbejdning af plast og metal påvirker markedet for fremstilling af primære materialer.

9.4 Opsamling på evaluering af data og antagelser

I dette kapitel er livscyklusvurderingens resultaters robusthed evalueret. Evalueringen omfatter i overensstemmelse med ISO 14043 en fuldstændigheds- følsomheds- og konsistenskontrol.

Fuldstændighedskontrollen viser, at der generelt ikke mangler relevante informationer, der er nødvendig for fortolkningen af livscyklusvurderingens resultater. Dog ville en yderligere undersøgelse af hvilke materialer, der reelt fortrænges ved øget genanvendelse af plast og metal, være ønskelig, da ændrede systemafgrænsninger vil kunne have indflydelse på miljøgevinsten ved forsøgsordningen i livscyklusvurderingen resultater. Den anvendte afgrænsning afspejler imidlertid normal anvendt praksis, hvorfor antagelserne ikke vurderes at være kritiske.

Følsomhedskontrollen viser, at der er gennemført følsomhedsanalyser både for emissioner fra de enkelte processer, følsomhedsanalyser ved LCIA-resultater ved ændring i de fleste vigtige antagelser samt følsomhedsanalyser LCIA-metoder. Der er ikke gennemført følsomhedsanalyser på alternative antagelser om, hvor meget og hvad der fortrænges ved en øget genanvendelse af plast og metal.

Konsistenskontrollen viser, at der generelt er anvendt konsistent dataindsamling og konsistente metoder.

Der er ikke i evalueringen identificeret forhold omkring data, metoder og antagelser, som vurderes at have væsentlig indvirkning på livscyklusvurderingens resultater.

10 Konklusion

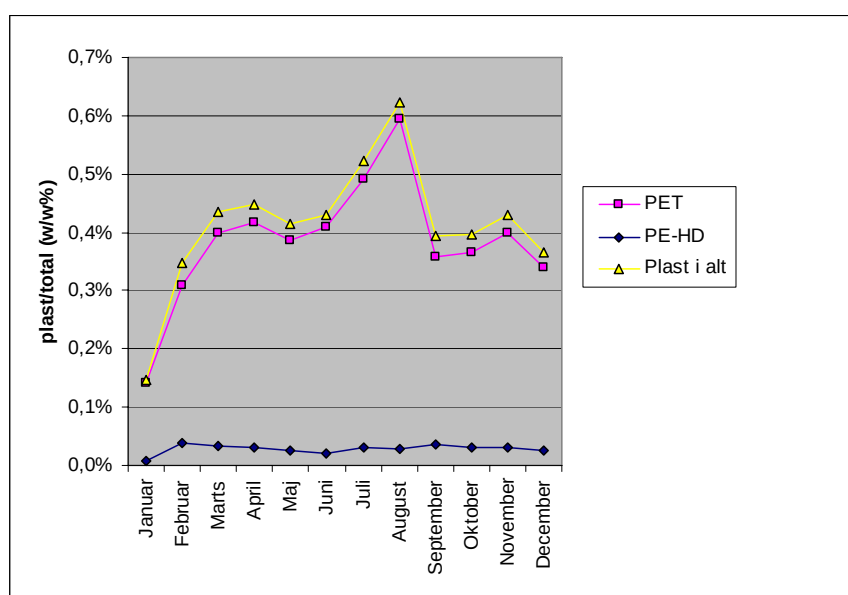
Formålet med livscyklusvurderingen er dels at dokumentere forsøgsresultaterne, det vil sige hvor store mængder plast og metal der er indsamlet i forsøgsperioden, og dels at vurdere miljøpåvirkningen ved at implementere forsøgsordningen i hele København.

10.1 Forsøgsresultater

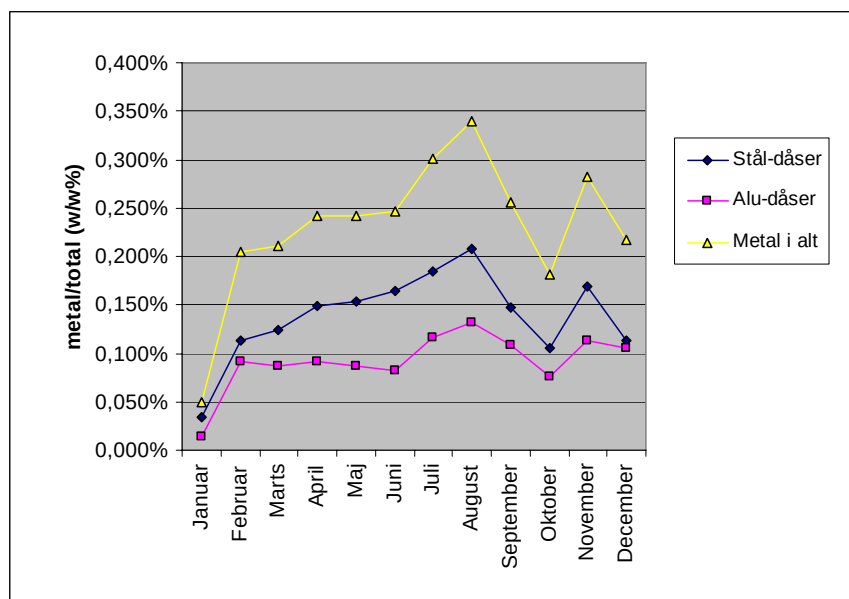
I kapitel 2 er forsøgsresultaterne dokumenteret. I forsøget er der indsamlet ikke-pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal i de eksisterende glaskuber på Christianshavn og i Husum. Forsøgsområdet omfatter i alt ca. 12.527 husstande og forsøgsperioden har været fra 1. januar til 31. december 2004. Efter forsøgsperiodens afslutning fortsætter ordningen indtil det er besluttet, om ordningen skal gøres permanent i hele København eller om alternative ordninger skal implementeres. De indsamlede mængder lagres, indtil de afsættes til genanvendelse.

Indsamlet plast og metal i forsøgsperioden

Det indsamlede plast og metal i forsøgsperioden er vist i figur 10.1 og 10.2 nedenfor. Mængderne er opgjort i vægtprocent af total mængde indsamlet glas, plast og metal for at udligne variationer som følge af flere tømninger i nogle måneder end andre og sæsonvariationer i de samlede mængder.



Figur 10.1: Mængde indsamlet plast på Christianshavn og i Husum for perioden januar 2004 til og med december 2004. Den indsamlede mængde er opgjort som andel plast i forhold til total indsamlet i kuberne.



Figur 10.2: Mængde indsamlet metal på Christianshavn og i Husum for perioden januar 2004 til og med december 2004. Den indsamlede mængde er opgjort som andel metal i forhold til total indsamlet mængde i kuberne.

Begge figurer viser en indkøringsperiode på et par måneder, hvorefter niveauet for plast og metal stabiliserer sig. Herefter ses et stort udsving i juli og august, som kan tilskrives sæsonvariationer, idet der i denne periode nydes flere drikkevarer i gadebilledet. Endelig ses en mindre stigning i november, som sandsynligvis skyldes, at der her blev husstandsomdelt en informationsfolder om forsøgsordningen.

Sideeffekter ved indsamling af plast og metal

Et af formålene med forsøgsordningen var, at undersøge om de ”bløde” emballager i kuberne ville medføre, at færre genbrugelige flasker gik itu. Det har på baggrund af de indsamlede data ikke været muligt entydigt at afgøre, hvorvidt en sådan effekt er opnået. Ses udelukkende på genbrugsprocenten for flasker, kan der ikke identificeres nogen effekt. Tages der derimod højde for, at fyldningsgraden af kuberne i en stor del af forsøgsperioden har været mindre end ellers, så kan der ses en sammenhæng. Når kuberne fyldes mindre før de tømmes, vil flaskerne falde længere ned, før de rammer bunden af kuben, hvorved flere flasker går itu. Tages der således højde for både mængden af bløde emballager og fyldningsgraden af kuberne, kan det groft estimeres, at genbrugsprocenten øges med omkring 20% hver gang mængden af ”bløde” emballager øges med 1% point (opgjort som vægtandel plast og metal i forhold til total vægt)³⁶. Det vil kræve yderlige undersøgelser, hvis sammenhængen mellem mængden af ”bløde” emballager og genbrugsprocenten skal kortlægges.

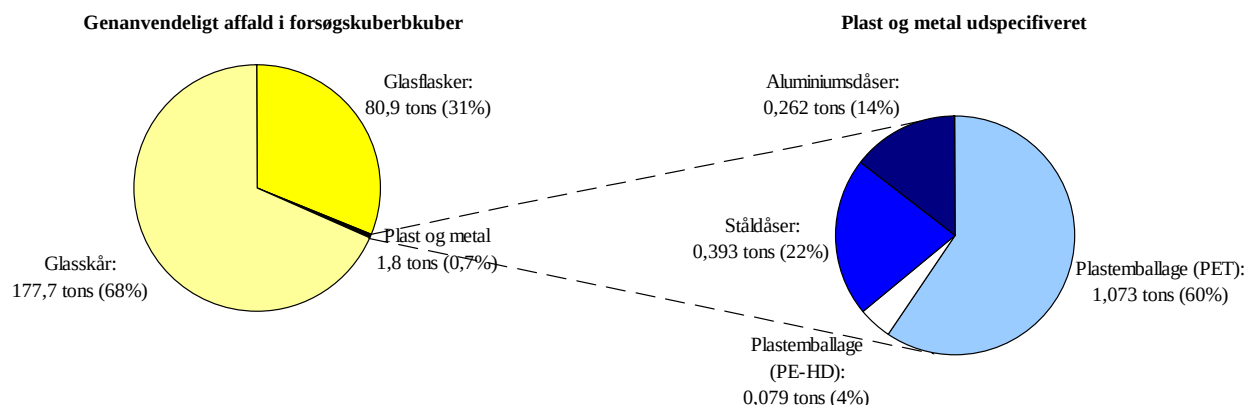
En anden mulig sideeffekt af ordningen er, at der med øget fokus på flere typer emballager, der må afleveres i glaskuberne, så kunne mængden af indsamlet glas også stige. Der er imidlertid ikke identificeret indikationer herpå.

Opnået niveau for indsamling af plast og metal med forsøgsordningen

I dette afsnit præsenteres det opnåede niveau for indsamling af plast og metal i forsøgsperioden. De direkte registrerede mængder plast og metal opgjort i tons i forsøgsperioden er af mindre interesse. Dette skyldes, at forsøgsresultaterne skal anvendes til at estimere et fremtidigt niveau, hvis ordningen gøres permanent. De direkte registrerede mængder dækker over en indkøringsperiode, hvor borgerne skal have kendskab til

³⁶ Dette estimat er dog kun baseret på målinger af genbrugsprocenten for vægtandele af plast og metal i intervallet 0,58% til 0,97%.

ordningen og vænne sig til at bruge den, og er således ikke et rimeligt estimat på, hvad der er opnået. I fastsættelsen af det opnåede niveau, ses der således bort fra indkøringsperiode på to måneder, og der tages højde for, at sæsonudsvingene i juli og august forekommer en gang årligt. Det opnåede niveau for indsamling af plast og metal med forsøgsordningen er vist i figur 10.3 og tabel 10.1 nedenfor. Figuren og tabellen viser desuden mængden af indsamlet glas i kuberne.



Figur 10.3: Niveau for indsamlede mængder på Christianshavn og i Husum i forsøgsperioden fordelt på fraktioner. Værdierne afspejler et opnået niveau i perioden og er derfor renset for mængder indsamlet i de første to måneder.

Affaldsfraktion	Eksisterende ordning (referencesituation)		Forsøgsordningen	
	Mængde	Bortskaffelse	Mængde	Bortskaffelse
Hele glasflasker	80,9 tons	Genbrug	80,9 tons	Genbrug
Glasskår	177,7 tons	Genanvendelse	177,7 tons	Genanvendelse
Plastemballage (PET)	1,073 tons	Forbrænding via restaffald	1,073 tons	Genanvendelse
Plastemballage (PE-HD)	0,079 tons	Forbrænding via restaffald	0,079 tons	Genanvendelse
Ståldåser	0,393 tons	Forbrænding via restaffald	0,393 tons	Genanvendelse
Aluminiumsdåser	0,262 tons	Forbrænding via restaffald	0,262 tons	Genanvendelse
Øvrigt - Restaffald	0,856 tons	Deponering	0,856 tons	Deponering
Øvrigt - Øvrigt plast	0,023 tons	Forbrænding	0,023 tons	Forbrænding
Øvrigt - Pantflasker	0,460 tons	Genbrug	0,460 tons	Genbrug
Total	261,7 tons		261,7 tons	

Tabel 10.1: Niveau for indsamlede mængder i henholdsvis den eksisterende ordning (referencesituation) og forsøgsordningen på Christianshavn og i Husum for 2004. Tabellen angiver desuden, hvad bortskaffelsen af de indsamlede mængder i forsøgsordningen vil være i henholdsvis referencesituationen og forsøgsordningen.

Det ses i tabel 10.1, at der i forsøgsområdet er opnået et niveau svarende til 1,1 tons plast og 0,66 tons metal. Plastfraktionen udgøres for 93% vedkommende af PET og det resterende er PE-HD. 60% af det indsamlede metal er ståldåser og 40% er aluminiumsdåser.

De indsamlede mængder af plast og metal svarer til 4% af potentialet for ikke-pantbelagte drikkevareemballage af plast og metal.

Opskalering til fuldskalaimplementering i hele Københavns Kommune

I livscyklusvurderingen vurderes miljøeffekterne af, at implementere forsøgsordningen i hele Københavns Kommune. Derfor skal mængderne fra forsøget opskaleres. Denne opskalering er foretaget med udgangspunkt i, at der vil kunne opnås samme vægtandel plast og metal i kuberne i hele København som i forsøgs-

området. Herved fås en opskaleringsfaktor på 22,7. De opskalerede mængder plast og metal er vist i tabel 10.2.

Fraktion	Opskaleret mængde
Plastemballage (PET)	24 tons
Plastemballage (PE-HD)	1,8 tons
Ståldåser	8,9 tons
Aluminiumsdåser	5,9 tons
Total	40,6 tons

Tabel 10.2: Opskalerede mængder plast og metal. Forventede årlige mængder plast og metal ved samme niveau for indsamling som i forsøgsordningen.

Det er ovenstående opskalerede værdier, der anvendes i livscyklusvurderingen. Dette afspejler imidlertid, hvad der estimeres at kunne opnås inden et år efter implementering af ordningen. På længere sigt vil der sandsynligvis kunne indsamles mindst fire gange så store mængder. Årsagen til dette er, at der vil kunne sættes ind med en bredere og bedre informationskampagne end i forsøgsordningen, og at borgerne med tiden vænner sig mere til ordningen. I forsøgsordningen har der været visse begrænsninger i at informere om ordningen, da informationen af hensyn til signalforvirring ikke må modtages af andre end borgerne i forsøgsområderne. Informationsmaterialet udgøres af husstandsomdelte informationsbrochurer i starten og i november i forsøgsperioden samt klistermærker på kuberne. At der vil kunne indsamles fire gange så meget er begrundet med, at en brugerundersøgelse, hvor 200 af borgerne i forsøgsområdet er interviewet, viser, at kun 25% af de adspurgte har bemærket ændringerne ved kuberne, og kun 10% har afleveret plast og metal i kuberne. De opskalerede affaldsmængder gælder for en fuldskaalimplementering i Københavns Kommune. R98's indsamlingsområde omfatter imidlertid både Københavns og Frederiksberg Kommuner. Hvis det vedtages at implementere ordningen i Københavns Kommune, er det muligt at ordningen desuden vedtages at omfatte Frederiksberg Kommune, hvorved de indsamlede mængder bliver tilsvarende større.

10.2 Funktionel enhed

Den funktionelle enhed er den mængde affald der regnes på i livscyklusvurderingen. Den funktionelle enhed er fastsat som potentialet af ikke-pantbelagte glasemballage samt potentialet for ikke-pantbelagte drikkevareemballage af plast og metal for Københavns Kommune 2004. Mængderne i den funktionelle enhed fremgår af tabel 10.3.

Fraktion	Potentiale i Københavns Kommune 2004
Glasflasker	7.366 tons
Glasskår	4.144 tons
PET flasker	566 tons
PE-HD flasker	42 tons
Ståldåser	207 tons
Aluminiumdåser	138 tons
Total	12.463 tons

Tabel 10.3: Funktionel enhed

Der regnes på bortskaffelsen af affaldet i den funktionelle enhed i referencesituationen, forsøgsordningen samt tre scenarier. Scenarium 1 omfatter en henteordning, hvor plast- og metalemballage hentes hos borgerne i opstillede beholdere i baggårde ved etagebyggeri og i forbindelse med elskrotordningen for villaområder. I scenarium 2 henvises borgerne til at aflevere plast- og metalemballage på genbrugsstationen, og i scenarium 3 opstilles separate kuber til plast og metal ved de eksisterende standpladser for glaskuber. I tabel 10.4 er bortskaffelsen af affaldet i den funktionelle enhed vist for samtlige scenarier.

Fraktion	Bortskaffelse	Reference-situation	Forsøgs-ordning	Scenarium 1	Scenarium 2	Scenarium 3
Hele glasflasker	Genbrug via kuber	1.832 tons	1.832 tons	1.832 tons	1.832 tons	1.832 tons
	Genbrug via parallel-ordninger	950 tons	950 tons	950 tons	950 tons	950 tons
Glasskår	Genanvendelse	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons	4.024 tons
	Forbrænding	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons	4.704 tons
PET	Genanvendelse	0 tons	24,0 tons	72,0 tons	5,3 tons	18,0 tons
	Forbrænding	566 tons	542 tons	494 tons	561 tons	548 tons
PE-HD	Genanvendelse	0 tons	1,8 tons	5,4 tons	0,4 tons	1,4 tons
	Forbrænding	42,0 tons	40,2 tons	36,6 tons	41,6 tons	40,7 tons
Ståldåser	Genanvendelse	0 tons	8,9 tons	26,7 tons	2,0 tons	6,7 tons
	Forbrænding	207 tons	198 tons	180 tons	205 tons	200 tons
Aluminiumdåser	Genanvendelse	0 tons	5,9 tons	17,7 tons	1,3 tons	4,4 tons
	Forbrænding	138 tons	132 tons	120 tons	137 tons	134 tons
Total		12.463 tons	12.463 tons	12.463 tons	12.463 tons	12.463 tons
Øvrigt med kuber		30 tons	30 tons	30 tons	30 tons	30 tons

Tabel 10.4: Bortskaffelse af potentialet (affaldsmængden i den funktionelle enhed) i de analyserede scenarier.

10.3 Miljøpåvirkning fra den nuværende ordning (referencesituationen)

Ved den nuværende bortskaffelse af potentialet for glas på 11.510 tons, sendes 2.782 tons flasker til genbrug, 4.024 tons skår til genanvendelse og 4.704 tons glas til forbrænding. Hele potentialet for plast og metal på henholdsvis 608 tons og 345 tons sendes til forbrænding.

De opgjorte emissioner fra bortskaffelsen af affaldet i den funktionelle enhed er omregnet til potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse af den danske UMIP-metode.

De væsentligste miljøpåvirkninger fra den nuværende bortskaffelse af potentialet for glas, plast og metal er drivhuseffekt og forsurening. Den samlede potentielle påvirkning af drivhuseffekt og forsurening ved den nuværende bortskaffelse er henholdsvis -1.850 tons CO₂-ækvivalenter og -13 tons SO₂-ækvivalenter. De negative resultater betyder, at den nuværende bortskaffelse af potentialet er årsag til at der undgås miljøpåvirkninger.

Desuden viser resultaterne, at økotoksicitet til vand er en væsentlig miljøpåvirkning. Dette stammer imidlertid hovedsageligt fra langtidsudsvingninger af kobber fra deponering af slagge fra affaldsforbrænding af ståldåser. Da de øvrige potentielle miljøpåvirkninger kan indtræde i løbet af få år, mens langtidsudsvingninger realiseres i løbet af årtusinder, kan det diskuteres, hvor væsentlig en sådan effekt er. Et andet forhold der stiller spørgsmålstejn ved væsentligheden af toksiciteterne er en følsomhedsanalyse præsenteret i afsnit 8.6, hvor der anvendes andre metoder til vurdering af miljøpåvirkninger end den danske UMIP-metode, som anvendes i livscyklusvurderingen. Følsomhedsanalysen viser, at den relative forskel mellem referencesituationen og forsøgsordningen varierer kraftigt afhængig af den anvendte metode.

De væsentligste ressourceforbrug ved referencesituationen udgør -630 tons naturgas og -350 tons olie. De negative værdier betyder igen, at den nuværende bortskaffelse af potentialet er årsag til at der undgås forbrug af ressourcer.

Den undgåede drivhuseffekt skyldes primært genbrug af de 2.782 tons flasker og i mindre grad genanvendelse af de 4.024 tons skår. Affaldsforbrænding af stål- og aluminiumdåser er årsag til at der undgås et beskedent bidrag til drivhuseffekt. Transport i forbindelse med indsamling og affaldsforbrænding af glas

og plast giver imidlertid et bidrag til drivhuseffekt, der trækker i den anden retning, dog ikke nok til at opveje fordelene ved genbrug og genanvendelse.

Den undgåede forsurening skyldes igen hovedsageligt genbrug af flasker og i mindre grad genanvendelse af skår. Affaldsforbrænding af både plast og metal er desuden årsag til et beskedent undgået bidrag til forsurening, mens affaldsforbrænding af glas og transport i indsamlingen trækker lidt i den anden retning.

Den nuværende bortskaffelse af potentialet for glas, plast og metal er altså årsag til at der undgås væsentlige miljøpåvirkninger, selvom en væsentlig del sendes til forbrænding. Det skal i den forbindelse pointeres, at forbrænding af både glas og plast påvirker miljøet, også selvom energiindholdet i plasten udnyttes. Forbrænding af stål og aluminium er generelt årsag til, at der undgås miljøpåvirkninger, idet fordelene ved energiudnyttelse og genanvendelse af stål i slaggen er større end ulemperne fra emissionerne fra forbrændingsprocessen. For både glas, plast og metal sparer genanvendelse miljøet for større påvirkninger end forbrænding.

Værdierne for miljøpåvirkningen fra referencesituationen i dette afsnit er imidlertid forbundet med væsentlig større usikkerheder end de miljøgevinster, der præsenteres i de følgende afsnit. Referencesituationen er opgjort som den absolutte potentielle påvirkning fra bortskaffelse af potentialet for glas, plast og metal. Den potentielle miljøpåvirkning fra forsøgsordningen og scenarierne er opgjort som differencen mellem disse og referencesituationen. Da bortskaffelsen af glas er uændret i referencesituationen, forsøgsordningen og scenarierne, vil usikkerheder forbundet hermed ikke påvirke resultatet for miljøpåvirkningen fra forsøgsordningen og scenarierne. Derfor er resultaterne for miljøgevinsten ved forsøgsordningen mere robust end de absolutte potentielle påvirkninger for referencesituationen.

10.4 Miljøgevinst ved forsøgsordningen

I forrige afsnit er miljøpåvirkningen ved referencesituationen beskrevet. Nedenfor beskrives den ekstragevinst, der er forbundet ved også at indsamle plast og metal i glaskuberne. Der opnås ved forsøgsordningen en reduktion indenfor alle de væsentligste miljøpåvirkninger i forhold til referencesituationen. Reduktionerne i drivhuseffekt og forsurening ved forsøgsordningen udgør henholdsvis omkring 107 tons CO₂-ækvivalenter og 390 kg SO₂-ækvivalenter. Det skal i den forbindelse gøres opmærksom på, at disse reduktioner kun dækker over, at omkring 40 tons plast og metal flyttes fra forbrænding til genanvendelse. Dette svarer til at der med forsøgsordningen kun indsamles omkring 4% af potentialet for plast og metal. Disse tal afspejler et opnået niveau med forsøgsordningen i Husum og på Christianshavn. Derfor må der ved en fuldskalaimplementering med mere tid til tilvænnning og mere bred information om ordningen kunne forventes en væsentlig højere genanvendelsesprocent – måske fire gange så meget som i forsøgsordningen, eller mere. Miljøeffekten ved at der indsamles fire gange så meget som i forsøgsordningen er vurderet i en følsomhedsanalyse i afsnit 8.3, hvor det fremgår, at der herved opnås i størrelsesordenen fire gange så store miljøgevinster.

Reduktion i ressourceforbrug ved forsøgsordningen omfatter 16 tons naturgas, 7 tons olie, 15 tons kul, 5 tons aluminium og 5 tons stål.

De væsentligste årsager til, at der opnås en miljøgevinst er den øgede genanvendelse af PET-plast og aluminiumdåser. PE-HD og ståldåser betyder mindre. Den ekstra transport, der er forbundet med indsamling af plast og metal fra kuber til sortering og videre til oparbejdning betyder mindre.

På trods af, at forsøgsordningen kun har fat i en relativ lille del af potentialet for plast og metal ses en reduktion i miljøpåvirkning ved forsøgsordningen. Reduktionerne for drivhuseffekt ligger i størrelsesordenen hvad 10-15 gennemsnitlige personer i verden årligt udleder, og reduktionerne i aluminium svarer til omkring 1.500 personers årlige forbrug. Umiddelbart kan 10-15 personers årlige udledning af drivhusgasser

lyde af lidt. Men hvis miljøgevinsten ved genanvendelse af 1 tons forsøgsaffald (plast og metal) sammenholdes med miljøgevinsten ved genanvendelse af 1 tons glas (genbrug af flasker og omsmeltning af skår) fås et mere nuanceret billede (se følsomhedsanalyse, afsnit 8.7). Således vil miljøgevinsten ved at flytte 1 tons forsøgsaffald (med den aktuelle sammensætning af plast og metal) fra forbrænding til genanvendelse være omkring 3 tons CO₂-ækvivalenter, mens miljøeffekten af at flytte 1 tons glas (med den aktuelle sammensætning af genbrugelige flasker og genanvendelige skår) være i størrelsesordenen 0,5 tons CO₂-ækvivalenter. Der er således en væsentlig større miljøgevinst pr. tons genanvendt plast og metal end pr. tons genanvendt glas.

Miljøgevinsten ved forsøgsordningen beskrevet ovenfor, må forventes at blive væsentlig større ved en fuldskalaimplementering end angivet, måske fire gange større. Dette skyldes, at borgerne vil få mere tid til at vænne sig til den nye ordning og at der vil kunne sættes ind med en mere bred information. Årsagen til at det vurderes, at en fuldskalaimplementering kan give måske fire gange større miljøgevinster er, at en brugerundersøgelse viste, at kun 25% af brugerne kendte til ordningen. Desuden er de beregnede reduktioner i miljøpåvirkning for en fuldskalaimplementering i Københavns Kommune, men da R98's indsamlingsområde omfatter både Københavns og Frederiksberg Kommuner, vil det ved en eventuel vedtagelse om fuldskalaimplementering, være muligt at indføre ordningen i begge kommuner. Herved ville de indsamlede mængder og dermed reduktioner i miljøpåvirkning blive i størrelsesordenen 22% større, idet R98 jævnfør bilag 5 indsamler omkring 82% af deres glas fra kuber i Københavns Kommune, og det resterende i Frederiksberg Kommune.

Ud fra rene miljømæssige argumenter taler livscyklusvurderingens resultater for, at forsøgsordningen burde implementeres i hele Københavns Kommune. En beslutning om hvorvidt ordningen bør implementeres bør dog bl.a. tage i betragtning, hvad miljøgevinsten er i forhold til hvad ordningen vil koste i kroner.

Usikkerheder

Resultaterne for referencesituationen og forsøgsordningen ovenfor skal ses i lyset af de indlejrede usikkerheder, der er i systemafgrænsningen, dataindsamlingen og beregning af miljøpotentialer. Disse usikkerheder er evalueret i kapitel 9, hvor det fremgår, at der ikke er identificeret forhold omkring data, metoder og antagelser, som vurderes at have væsentlig indvirkning på livscyklusvurderingens resultater. De fleste af de identificerede usikkerheder peger på, at det er mere sandsynligt, at der vil opnås en større miljøgevinst ved forsøgsordningen end det omvendte. Dette skyldes en forventning om, at der vil blive indsamlet i størrelsesordenen fire gange så store mængder som i forsøgsordningen, og at de "bløde" emballager vil have en positiv effekt på genbrugsprocenten af hele flasker.

De væsentligste usikkerheder i data og metode vurderes at være forbundet til systemafgrænsningen, hvor fortrængte materialer ved øget genanvendelse er identificeret. Det er her antaget, at der fortrænges primære materialer. Reelt vil øget fremstilling af sekundære materialer måske ikke påvirke fremstillingen af de tilsvarende primære materialer i forholdet 1 til 1. Sekundære materialer kan have anden anvendelse end de primære materialer. Det vil så reelt være alternative materialer til disse anvendelser, der vil blive fortrængt. Det er svært at vurdere betydningen af disse usikkerheder, men miljøgevinsten vil sandsynligvis være lidt mindre, hvis det ikke er tilsvarende primære materialer, der fortrænges.

Den væsentligste usikkerhed i antagelserne er forbundet med valg af manuel sortering i Danmark. Ifølge en følsomhedsanalyse i afsnit 8.1, vil sortering af affaldsfraktionerne fra kuberne i udlandet betyde, at de hele flasker ikke vil blive genbrugt. Herved vendes miljøgevinsten ved forsøgsordningen til en langt større miljøulempe. Da over halvdelen af hele miljøgevinsten ved kubeordningen skyldes genbrug af hele flasker, vil bortfald af dette betyde, at der fås en langt mindre miljøgevinst. Det vil sige, at det er en forudsætning for at der med forsøgsordningen kan opnås en gevinst, at de indsamlede fraktioner sorteres i Danmark, hvor flasker fra kuberne sendes til genbrug.

10.5 Miljøgevinster ved scenarierne

En henteordning (scenarium 1), hvor ikke-pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal afhentes etageejendomme i opstillede beholdere, giver den største miljøgevinst. Der opnås således i størrelsesordenen halv til en hel gang så store miljøgevinster som med forsøgsordningen.

Scenarium 2, hvor borgerne henvises til at aflevere ikke-pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal på genbrugsstationen, er miljøgevinsten beskeden. Det er således scenarium 2, der giver den mindste miljøgevinst af de tre scenarier. Der opnås således kun i størrelsesordenen en sjettedel til en tredjedel af, hvad der opnås med forsøgsordningen.

I scenarium 3, hvor der opstilles særskilte beholdere til plast og metal ved de eksisterende glaskuber, fås en miljøgevinst i størrelsesordenen en tredjedel til godt det halve af forsøgsordningen.

Forskellene mellem de analyserede scenarier kan primært tilskrives, at der indsamles forskellige mængder plast og metal i scenarierne. Desuden har den ekstra kørsel og de ekstra beholdere i scenarium 1 en væsentlig negativ virkning på miljøgevinsten. Dog opvejes dette af en større gevinst ved den øgede genanvendelse. I scenarium 3 har fremstilling og bortskaffelse af særskilte kuber til plast og metal også en vis negativ virkning på miljøgevinsten.

Der gøres opmærksom på, at de indsamlede mængder plast og metal i scenarierne hovedsageligt er bestemt ud fra skøn foretaget af R98. Dog vurderes usikkerhederne forbundet med disse opgørelser ikke, at kunne rykke ved rangordningen af de tre scenarier.

Nedenfor er samtlige analyserede scenarier rangordnet, hvor scenariet med den største miljøgevinst er placeret øverst.

- Scenarium 1: Henteordning
- Forsøgsordningen
- Scenarium 3: Bringeordning, særskilte kuber til plast og metal
- Scenarium 2: Bringeordning, genbrugsstation
- Referencesituationen

11 Referencer

Amagerforbrænding (2004), *Årsrapport 2003*. I/S Amagerforbrænding, København

Abildgaard, A og N Bendtsen (2000), *Miljøparametre til miljøindeks for emballageafgifter*. Miljøprojekt Nr. 546 2000, Miljøstyrelsen, København

Althaus H.-J., Blaser S., Classen M. and Jungbluth N. (2003), *Life Cycle Inventories of Metals*. Ecoinvent report No. 10. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf

Bezner (2005), *Data leveret af Bezner. Data er formidlet via Richard Grøntvedt*, Bezner

Brozek, J (2005), Personlig samtale med Jan Brozek den 8. marts 2005, Driftsingeniør ved CTR, Centralkommunernes Transmissionsselskab I/S, Frederiksberg

Busch, N J, S Hirsbak, A L Niemann, J Jacobsen (2004), *Affaldshåndtering af udvalgte engangsemballager*. Miljøprojekt Nr. 896 2004, Miljøstyrelsen, København.

BUWAL 250 (1996), *Ökoinventare für Verpackungen*, Schriftenreihe Umwelt 250, Bern. LCI-data tilgængelige i LCA pc-softwaret SimaPro.

Coleman, T., P Masoni, A. Dryer and F. McDougall (2003), *International Expert Group on Life Cycle Assessment for Integrated Waste Management*. International Journal of LCA 8 (3) 175-178. Ecomed Publishers, Landsberg.

CTR (2004), *Årsberetning 2003*. CTR Centralkommunernes Transmissionsselskab I/S, Frederiksberg. Publikationen er tilgængelig på <http://www.ctr.dk>

Damgaard, K (2005), Personlig kontakt med Klaus Damgaard fra DanBørs, som afsætter de udsorterede fraktioner fra Kroghs Flaskegenbrug. DanFiber og DanBørs, Søborg

Distances (2005), *World Ports Distances Calculator*. World News Network. Tilgængelig på: <http://www.distances.com>

Doka, G (2003), *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services*. Ecoinvent report No. 13, EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf

Ecoinvent (2003), *Ecoinvent data v1.01*. Final reports ecoinvent 2000 No. 1-15. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, retrieved from: www.ecoinvent.ch. LCI data er tilgængelige SimaPro 6.0.

Ekvall T, L Person, A Ryberg, J Widheden, N Frees, P H Nielsen, B Weidema og M Wesnæs (1998), *LCA of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks - Main Report*. Environmental Project No. 399 1998, Miljøstyrelsen, København

Ekvall, Tomas and Bo P. Weidema (2004), *System Boundaries and Input data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis*, International Journal of Life Cycle Assessment 9 (3) 161-171, Ecomed Publishers

Eltra et al. (2000), *Livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme - Hovedrapport*. Eltra, Fredericia

Energistyrelsen (1995), *Teknologidata for el- og varmeproduktionsanlæg*. Energistyrelsen, København

Energistyrelsen (2004a), *Energistatistik 2003*. Energistyrelsen, København. Publikationen er tilgængelig på <http://www.ens.dk>

Energistyrelsen (2004b), *Technology data for electricity and heat generating plants*. Energistyrelsen, København. Publikationen er tilgængelig på <http://www.ens.dk>

ETH-ESU (1996), *Öko-inventare von Energiesystemen*. FRISCHKNECHT et al., 1996, 3rd edition. LCI-data tilgængelige i LCA pc-softwaren SimaPro.

European Commission (2001a), *Best Available Techniques Reference Document on the Production of Iron and Steel*. European Commission, Seville

European Commission (2001b), *Reference Document on Best Available Techniques in the Non Ferrous Metals Industries*. European Commission, Seville

European Commission (2001c), *Reference Document on Best Available Techniques in the Glass Manufacturing Industry*. European Commission, Seville

Frees, N, A Ryberg og T Ekvall (1998), *Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks, Steel Cans, Technical Report 4*. Miljøprojekt nr. 403 1998, Miljøstyrelsen, København

Frees, N (2002), *Miljømæssige fordele og ulemper ved genvinding af plast. Eksempler med udgangspunkt i konkrete produkter*. Miljøprojekt nr. 657 2002, Miljøstyrelsen, København.

Frees, N og Weidema B (1998), *Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks, Energy and Transport Scenarios, Technical Report 7*. Miljøprojekt nr. 406 1998, Miljøstyrelsen, København

Frischknecht, R and M F Emmenegger (2003), *Strommix und Stromnetz*. Ecoinvent report No. 6, Teil XVI. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf

Guinée, J B et al. (2001), *Life Cycle Assessment - An operational guide to the ISO standards*, Final report May 2001. Centre of Environmental Science - Leiden University (CML), Leiden

Hansen, E (2004), *Status for LCA i Danmark 2003 – Introduktion til det danske metode- og konsensusprojekt*. Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi. Publikationen er tilgængelig på: <http://www.lca-center.dk>

Hansen, E et al. (2004), *Livscyklusvurdering af deponeret affald*. Miljøprojekt Nr. 971 2004, Miljøstyrelsen, København

Hasholt, M T, H Hansen og F Thøgersen (2003), *Metoder til genanvendelse af farvede glasskår til produktion af tegn og beton og til vejbygning. Del 1: Litteraturstudium*. Miljøprojekt Nr. 819 2003, Miljøstyrelsen, København

Hauschild, M og J Potting (2003), *Spatial differentiation in LCIA – the EDIP2003 methodology – final draft*. Tilgængelig på www.lca-center.dk, LCA-center, Lyngby

Hauschild, M and H Wenzel (1998), *Environmental Assessment of Products – Volume 2: Scientific background*. Chapman and Hall, London.

Jakobsen, J (2004), *Emballageforsyningen i Danmark 2002*. Miljøprojekt Nr. 930 2004, Miljøstyrelsen, København

Jakobsen, J (2005), *Opgørelse af potentiale mængder af drikkevareemballage*. Rapporten er udarbejdet af LOGISYS for R98 i forbindelse med forsøg med indsamling af ikke pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal i eksisterende glasbeholdere.

Jerlang et al. (2001), *Livscyklusvurderinger – en kommenteret oversættelse af ISO 14040 til 14043*. Dansk Standard, Charlottenlund.

Kellenberger, D, H Althaus, T Künniger, N Jungbluth (2003), *Life Cycle Inventories of Building Products*. Ecoinvent report No. 7. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf

- Krak (2005)**, *Krak - Ruteplan*. Krak. Tilgængelig på: <http://www.krak.dk>
- Kristensen, P G (2003)**, *Delrapport 4. Måleprogram og analyse af emissioner fra gasfyrede decentrale kraftvarmeværker <25MW*. Delrapport 4 til Eltra PSO project 3141. Dansk Gasteknisk Center a/s, Hørsholm
- Kromann L, A S Madsen, Schmidt J og B V Mathiesen (2004)**, *Madaffald fra Storkøkkener*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 1 2004, Miljøstyrelsen, København
- LCA-center (2004)**, *Metode og konsensusprojekt*. LCA-center.
<http://www.lca-center.dk/cms/site.asp?p=2466>. (Accessed during november 2004)
- LCAfood (2004)**, *LCAfood*. LCI database og dokumentation, tilgængelig på <http://www.lcafood.dk/> (download januar – april 2005)
- Nyland C A, I S Modahl, H L Raadal and O J Hassen (2003)**, *Application of LCA as a Decision-Making Tool for Waste Management Systems. Material Flow Modelling*. International Journal of Life Cycle Assessment 8 LCA (6) 331-336 (2003). Ecomed Publishers, Landsberg, Germany
- Meyer, N I, J S Nørgård, G Galster og T Guldbrandsen (1995)**, *Energi og Ressourcer – for en bæredygtig fremtid*. Polyteknisk Forlag, Lyngby
- Miljøkontrollen (2005)**, *Personlig kommunikation med Heidi Jensen*. Miljøkontrollen, København
- Miljøstyrelsen (2001)**, *Affaldsforbrænding i 2004 og 2008, mængder og kapaciteter*. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 11 2001, Miljøstyrelsen, København
- Miljøstyrelsen (2004)**, *Affaldsstatistik 2003*. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 14 2004, Miljøstyrelsen, København
- Nejrup, D, O Lützen og M S Wesnæs (2002)**, *Kommunale indsamlingssystemer for glasemballage fra husholdninger*. Miljøprojekt Nr. 733 2002, Miljøstyrelsen, København
- Ottosen, L M (2004a)**, *Statistik for metalemballage 2002*. Miljøprojekt Nr. 938 2004, Miljøstyrelsen, København
- Ottosen, L M (2004b)**, *Statistik for plastemballage 2002*. Miljøprojekt Nr. 936 2004, Miljøstyrelsen, København
- Person, L, T Ekvall and B Weidema (1998)**, *Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks. Disposable PET Bottles. Technical Report 6*. Miljøprojekt nr. 404 1998, Miljøstyrelsen, København
- Petcore (2004)**, *Recycled products - End User Markets for Recycled PET*. Petcore, PET containers recycling Europe, Brussels. http://www.petcore.org/envir_recprod_01.html
- Pommer, K, M S Wesnæs og C Madsen (1995a)**, *Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke. Delrapport 1: Genpåfyldelige flasker*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 70 1995. Miljøstyrelsen, København
- Pommer, K, M S Wesnæs og C Madsen (1995b)**, *Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke. Delrapport 6: Engangsflasker af PET*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 75 1995. Miljøstyrelsen, København
- PRé (2001)**, *The Eco-indicator 99, Methodology report, 3rd revised edition*. Pré Consultants, Amaersfoort. Tilgængelig på: <http://www.pre.nl/eco-indicator99/ei99-reports.htm>
- R98 (2005)**, *Data leveret af R98. Data er formidlet via Kennet Petersen*. R98, Renholdningsselskabet af 1898, København

Ryberg, A, T Ekvall, L Person and B Weidema (1998), *Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks, Aluminium Cans, Technical Report 3*. Miljøprojekt nr. 402, Miljøstyrelsen, København

Spielmann, M, T Kägi, P Stadler and O Tietje (2003), *Life Cycle Inventories of Transport Services*. Ecoinvent report No. 14. EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf

Thrane, M (2004), *Environmental Impacts from Danish Fish Products – Hot Spots and Environmental Policies*. PhD dissertation, Department of Development and Planning, Aalborg University.

Thrane, M and Schmidt, J (2004), *Life Cycle Assessment (LCA)*. In 'Environmental Planning and Management – Tools for Sustainable Development', Institut for Samfundsudvikling og Planlægning, Aalborg Universitet (er p.t. ikke publiceret)

UMIP (1996), *UMIP-databasen*. Miljøstyrelsen, København

UMIP (2000), *UMIP-databasen revideret*. Miljøstyrelsen, København

VEKS (2004), *Årsberetning 2003*. VEKS Vestegnens Kraftvarmeselskab I/S, København

Veksebo (2004), *Prognose for udvikling i affaldsmængderne i 2002-2016*. Udarbejdet af Veksebo Miljørådgivning ApS for Miljøkontrollen, December 2004, København

Vestforbrænding (2004), *Grønt regnskab 2003*. Vestforbrænding, Glostrup og Taastrup

Viamichelin (2005), *Viamichelin - Route planner, maps, tourist information, hotels and restaurants*. Michelin. Tilgængelig på: <http://www.viamichelin.com>

Weidema, B (1999), *A Reply to the Aluminium Industry: Each Market Has It's Own Marginal*. International Journal of LCA 4 (6) 309-310. Ecomed Publishers, Landsberg.

Weidema, B (2003), *Market information in life cycle assessment*. Miljøprojekt nr. 863 2003, Miljøstyrelsen, København

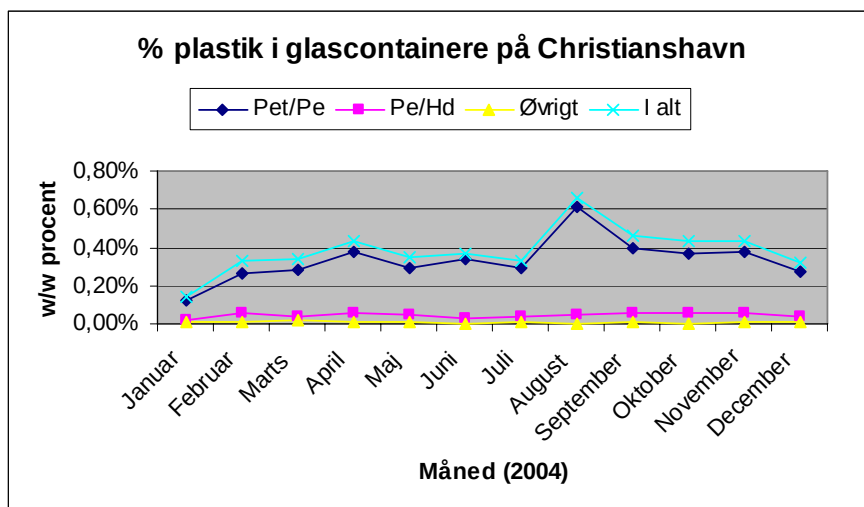
Wenzel, H., M Hauschild and L Alting (1997), *Environmental Assessment of Products – Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development*. Chapman and Hall, London

Widheden J, Ekvall T and P H Nielsen (1998a), *Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks, Refillable Glass Bottles, Technical report no 1*. Miljøprojekt nr. 400 1998, Miljøstyrelsen, København

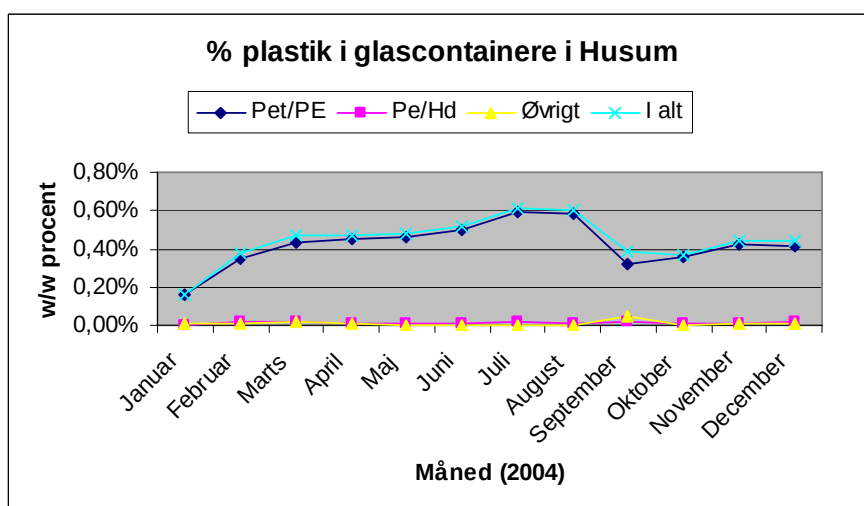
Widheden J, Ekvall T and P H Nielsen (1998b), *Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks, Disposable Glass Bottles, Technical report no 2*. Miljøprojekt nr. 401 1998, Miljøstyrelsen, København

Bilag 1: Indsamlet plast og metal i de to områder

I figur B1.1 og B1.2 er mængden af indsamlet plast vist for henholdsvis Christianshavn og Husum.

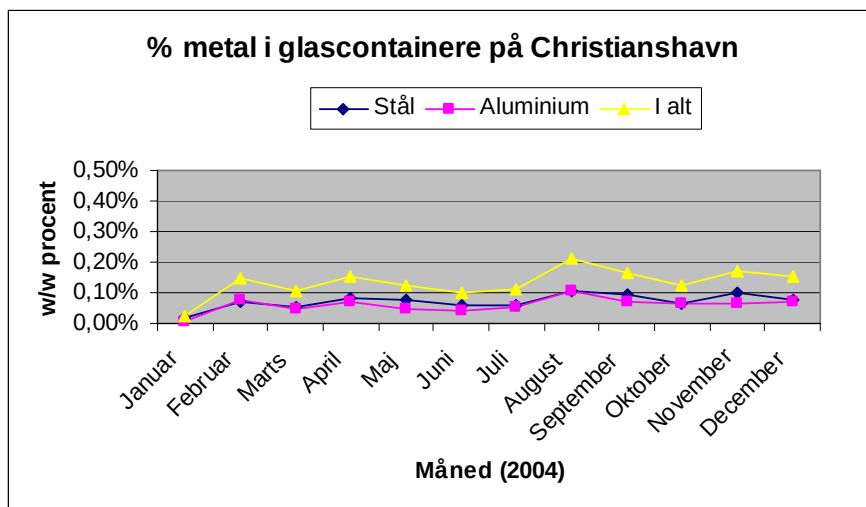


Figur B1.1: Mængde indsamlet plast i Christianshavn for perioden december 2003 til og med december 2004. Den indsamlede mængde er opgjort som andel plast i forhold til total indsamlet i kuberne.

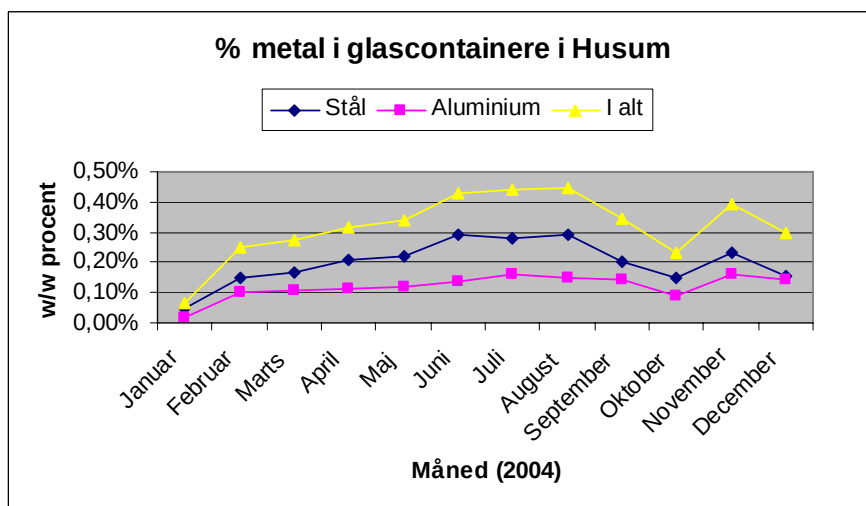


Figur B1.2: Mængde indsamlet plast i Husum for perioden december 2003 til og med december 2004. Den indsamlede mængde er opgjort som andel plast i forhold til total indsamlet i kuberne.

I figur B1.3 og B1.4 er mængden af indsamlet metal vist for henholdsvis Christianshavn og Husum.



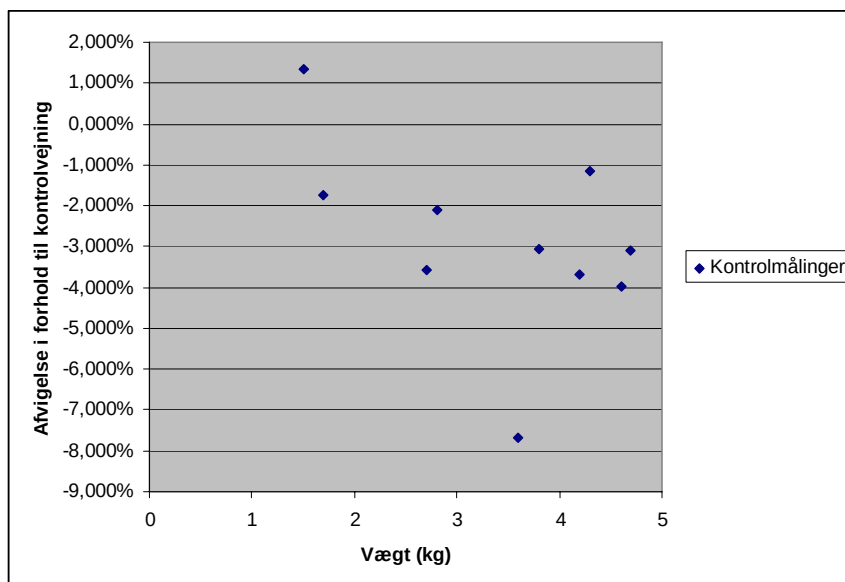
Figur B1.3: Mængde indsamlet metal i Christianshavn for perioden december 2003 til og med december 2004. Den indsamlede mængde er opgjort som andel metal i forhold til total indsamlet i kuberne.



Figur B1.4: Mængde indsamlet metal i Husum for perioden december 2003 til og med december 2004. Den indsamlede mængde er opgjort som andel metal i forhold til total indsamlet i kuberne.

Bilag 2: Kontrolvejning af vægt hos Kroghs Flaskegenbrug

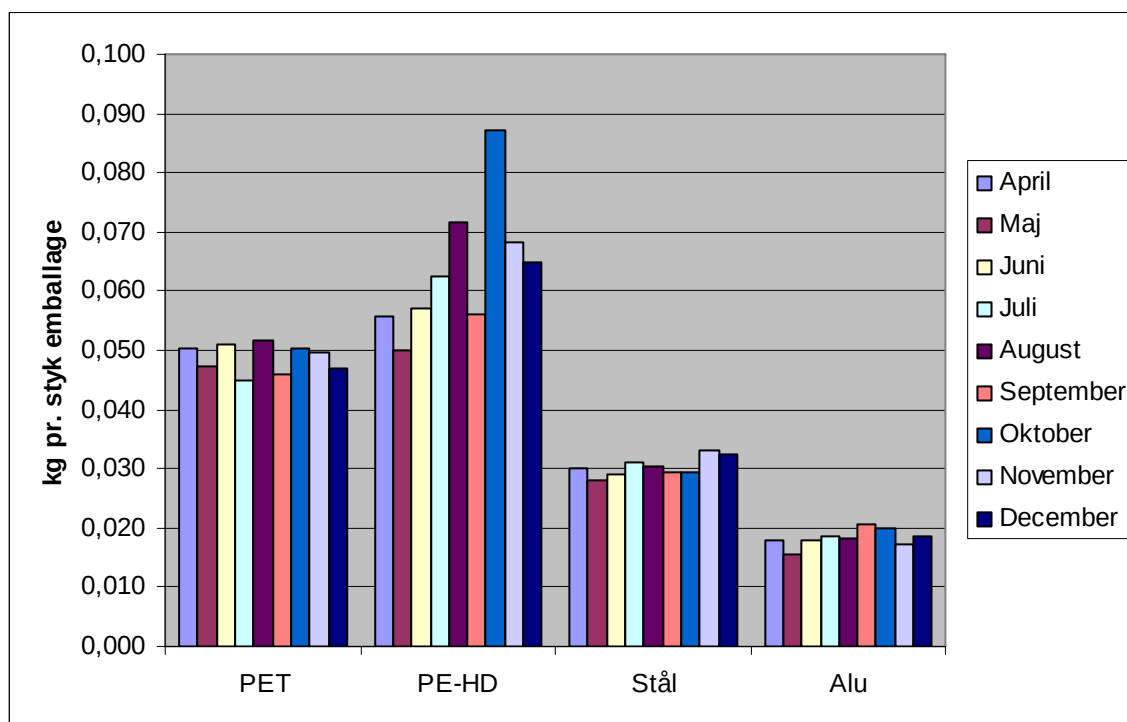
Der har til vejning af det indsamlede affald været brugt den samme vægt på Krogh's Flaskegenbrug til samtlige vejninger. I forsøgsperioden er der blevet foretaget en kontrolmåling af den anvendte vægt. Der blev vejret emner med en kendt vægt i intervallet 1 til 5 kg og afvigelsen blev registreret. Kontrolvejningen viste afvigelser mellem +1,4% til -7,7%. Kontrolvejningen kan ses nedenfor i figur B2.1.



Figur B2.1: Kontrolvejning. Grafen viser den aflæste værdi på Kroghs vægt i forhold til en kendt værdi i intervallet 1 kg til 5 kg.

Bilag 3: Vægt pr. indsamlet emballage

Der er i perioden april til december i forsøgsperioden foretaget både vejning og optælling af de indsamlede fraktioner af plast og metal. I dette bilag er den gennemsnitlige vægt pr. indsamlet emballage vist opdelt på måneder. Formålet hermed er, at vurdere om Kroghs vægt ændrer sig over tid.



Figur B3.1: Vægt pr indsamlet emballage.

Det ses i figur B3.1, at en PET flaske vejer omkring 49 g. Ifølge Pommer et al. (1995b) vejer en engangs 0,5 liters PET flaske til sodavand 25 g, mens en 1½ liters flaske vejer 42 g. Den lidt højere vægt i målingerne kan dels skyldes at der er tale om andre flasker end i Pommer et al. (1995b) og dels usikkerheder i tællinger og vejninger. Tilsvarende vejer stål- og aluminiumdåser i figuren henholdsvis omkring 30 g og 18 g pr. dåse. Ifølge Frees et al. (1998) og Ryberg et al. (1998) vejer en 33 cl ståldåse 28 g og en 33 cl aluminiumdåse 15 g. Vægten pr. PE-HD flaske varierer fra omkring 50 g i maj til knap 87 g i oktober. Disse variationer kan dels skyldes, at der er indsamlet væsentlig færre PE-HD flasker end emballager af de øvrige fraktioner (omkring 100 flasker pr. måned) og dels fejltællinger eller -vejninger.

På trods af ovenstående mindre afvigelser er vægten pr. emballage i figuren relativt konstant i de viste måneder. Derfor vurderes vejningerne, at give en god indikation på udviklingen over tid.

Bilag 4: Faktorer der påvirker genbrugsprocenten

Sammenhængen mellem bløde emballager, fyldningsgrad og genbrugsprocent kan beregnes ved såkaldt multipel lineær regression. Hvis der ses bort fra de uforklarlige måneder fra januar til og med april, fås følgende formel:

$$\text{Genbrugsprocent} = 20,5 \cdot \text{andel plast og metal (w/w\%)} + 0,165 \cdot \text{fyldningsgrad (\%)} + 8,2$$

Det vil sige, at for hver gang andelen af bløde emballager ændres med 1% (w/w), så ændres genbrugsprocenten med omkring 20%.

Da der er tale om et forholdsvis lille datagrundlag, og at der er mange usikkerhedsfaktorer, skal formelen tolkes som et meget groft estimat. Formlen gælder selvfølgelig kun i nærheden af intervallet af andel plast og metal og fyldningsgrad, der er data for. Det vil sige:

Andel plast og metal (w/w): Fra 0,58% til 0,97%
 Fyldningsgrad: Fra 30% til 62%

Beregningen er baseret på følgende data

Måned	Genbrugsprocent	Andel plast og metal (w/w)	Fyldningsgrad
Maj	27%	0,66%	33%
Juni	28%	0,68%	38%
Juli	33%	0,83%	31%
August	32%	0,97%	30%
September	27%	0,68%	34%
Oktober	31%	0,58%	62%
November	29%	0,72%	41%
December	29%	0,59%	47%

Tabel B4.1: Genbrugsprocent, andel plast og metal samt fyldningsgrad for forsøgsområdet i perioden maj til og med december 2004.

Bilag 5: Glas indsamlet i Københavns Kommune 2004

Ifølge R98 (2005) blev der i 2004 indsamlet 7.179 tons glas i R98's koncessionsområde (Københavns og Frederiksberg Kommuner). For at finde mængden af indsamlet glas i København, skal dette tal opdeles på henholdsvis København og Frederiksberg.

Det vælges at fordele de 7.179 tons efter antal 2,2 m³ kuber i København og Frederiksberg Kommuner. Ifølge opgørelser leveret af R98 (2005) fremgår det, at antallet af kuber/beholdere i København og Frederiksberg fordeler sig som følger:

Kubestørrelse	København	Frederiksberg
2,2 m ³	82%	18%
900 l	90%	10%

Tabel B5.1: Fordeling af kuber og beholdere i Københavns og Frederiksberg Kommuner.

Det kan ud fra opgørelser leveret af R98 (2005) estimeres, at omkring 95% af glasset er indsamlet i 2,2 m³ kuber. Da kun en lille del af glasset indsamles i 900 liters beholdere, og da der kun er en mindre forskel i andelen af 2,2 m³ og 900 l kuber i Københavns og Frederiksberg Kommuner, vurderes det at være fornuftigt, at fordele den samlede mængde glas efter antal 2,2 m³ kuber.

Da der er 514 i Københavns Kommune og 110 i Frederiksberg Kommune svarer det til, at 82% af kuberne står i Københavns Kommune. Derfor kan der regnes med, at der er indsamlet:

$$82\% \text{ af } 7.179 \text{ tons} = \mathbf{5.886 \text{ tons glas i Københavns Kommune}}$$

Bilag 6: Følsomhedsanalyse (a og b): Alternativ indsamling og sortering (mekanisk)

I dette bilag opgøres transport ved indsamling og udvekslinger fra mekanisk sortering i følsomhedsanalyserne forsøgsordning (a og b).

Transport ved indsamling i forsøgsordning (a): Sorteringsanlæg i Glostrup

Indsamlingen af affald fra kuberne med R98's renovationsbiler foregår ved, at der først køres fra R98 til distriktet, hvorefter der køres i området. Når bilen er fuld, eller når kuberne i distriktet er tømte, køres det indsamlede affald til sortering ved Glostrup, hvorefter bilen returnerer til R98. Der haves ingen data for ændret transportafstand ved dette kørselsmønster. Derfor er det antaget, at de oprindelige data for referencesituationen på 9,83 km pr. indsamlet tons glas ændres til 10,83 km. Da løst glas har en gennemsnitlig densitet på 0,25 kg/liter, svarer dette til, at der køres 2,71 km pr. indsamlet m³ med glasbil, når bilen skal læsse af ved Glostrup.

Flasker der indsamles med andre ordninger end kubeordningen indsamles af Kroghs Flaskegenbrug, se beskrivelse under referencesituationen i afsnit 5.3.

Den mængde glas, der ikke indsamles til genanvendelse, går med restaffaldet til forbrænding, som indsamles med dagrenovationen, se beskrivelse under referencesituationen.

Transport pr. indsamlet tons affald er vist i tabel B6.1. Transportafstande er beregnet ved hjælp af km/m³ og de angivne densiteter.

Indsamling: Forsøgsordning (a)				
Affaldsfraktion	Densitet (løst liggende affald)	Transportafstand pr. tons affald		
		R98, glasbil	R98, dagrenovation	Kroghs, glasbil
Emballager af glas	0,25 tons/m ³	10,8 km/tons	5,11 km/tons	13 km/tons
Drikkevareemballager af plast	0,030 tons/m ³	90,3 km/tons	5,11 km/tons	-
Drikkevareemballager af metal	0,026 tons/m ³	104 km/tons	5,11 km/tons	-

Tabel B6.1: Transport pr. tons indsamlet affald med de forskellige transportmidler i forsøgsordning (a).

Afsætning af glasflasker, skår, plast og metal vil foregå fra Glostrup som fra Kroghs Flaskegenbrug beskrevet under den oprindelige forsøgsordningen i afsnit 5.3.

I tabel B6.2 er transport fra sortering til oparbejdningsstedet opgjort.

Forsøgsordning (a): Transport af de udsorterede fraktioner fra sortering til oparbejdning				
Flasker til genbrug	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Glostrup – Marseille	1 kg	89 km	89 kgkm
Lastbil, motorvej	Glostrup – Marseille	1 kg	1.821 km	1.821 kgkm
Skår til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Glostrup – Københavns Havn	1 kg	15 km	15 kgkm
Skib, 2000 tons, intra EU	Københavns Havn – Lissabon Havn	1 kg	3.032 km	3.032 kgkm
Lastbil, blandet kørsel	Lissabon – Glasværk*	1 kg	100 km	100 kgkm
PET til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Glostrup – Hamburg	1 kg	28 km	28 kgkm
Lastbil, motorvej	Glostrup – Hamburg	1 kg	438 km	438 kgkm
Lastbil, blandet kørsel	Hamburg – Genanvendelse i Tyskland*	0,5 kg	400 km	200 kgkm
Skib, 150.000 tons, ocean-gående	Hamburg Havn – Shanghai Havn	0,5 kg	19.950 km	9.975 kgkm
Lastbil, blandet kørsel	Shanghai Havn – Genanvendelse i Kina*	0,5 kg	400 km	200 kgkm
PE-HD til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Identisk med PET				
Ståldåser til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Glostrup – Kassel	1 kg	11 km	11 kgkm
Lastbil, motorvej	Glostrup – Kassel	1 kg	755 km	755 kgkm
Aludåser til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Glostrup – Kolding	1 kg	4 km	4 kgkm
Lastbil, motorvej	Glostrup – Kolding	1 kg	219 km	219 kgkm

Tabel B6.2: Opgørelse af transportafstande fra sortering til oparbejdning i forsøgsordning (b). Transport er opgjort pr. kg transporteret affald.

Transport ved indsamling i forsøgsordning (b)

Indsamlingen af affald fra kuberne med R98's renovationsbiler foregår ved, at der først køres fra R98 til distriktet, hvorefter der køres i området. Når bilen er fuld, eller når kuberne i distriktet er tømt, køres det indsamlede affald til R98. Det antages at affaldet lagres på tilstødende arealer til R98, indtil et skib til Fredrikstad i Norge kan fyldes. Herefter sejles de indsamlede fraktioner til mekanisk sortering i Fredrikstad. Afstanden fra R98 til Fredrikstad er 435 km.

Flasker der indsamles med andre ordninger end kubeordningen indsamles af Kroghs Flaskegenbrug, se beskrivelse under referencesituationen i afsnit 5.3.

Den mængde glas, der ikke indsamles til genanvendelse, går med restaffaldet til forbrænding, som indsamles med dagrenovationen, se beskrivelse under referencesituationen i afsnit 5.3.

Transport pr. indsamlet tons affald er vist i tabel B6.3. Transportafstande er beregnet ved hjælp af km/m^3 og de angivne densiteter.

Indsamling: Forsøgsordning (b)					
Affaldsfraktion	Densitet (løst liggende affald)	Transportafstand pr. tons affald			
		R98, glasbil	R98, dagrenovation	Skib, 2000 tons	Kroghs, glasbil
Emballager af glas	0,25 tons/m ³	9,83 km/tons	5,11 km/tons	435 km	13 km/tons
Drikkevareemballager af plast	0,030 tons/m ³	81,9 km/tons	5,11 km/tons	435 km	-
Drikkevareemballager af metal	0,026 tons/m ³	94,5 km/tons	5,11 km/tons	435 km	-

Tabel B6.3: Transport pr. tons indsamlet affald med de forskellige transportmidler i forsøgsordning (b).

Det antages at de udsorterede mængder plast og metal køres med lastbil fra Norge til en aftager i Hamburg. Afstanden fra Fredrikstad til Hamburg er 940 km (819 km på motorvej og 121 på landevej). Fra Hamburg afsættes plasten og metallet, som den oprindelige forsøgsordning, beskrevet i afsnit 5.3.

Glasskårene sejles til den Iberiske halvø (antaget til Lissabon) til genanvendelse. Afstanden fra Fredrikstad med skib til Lissabon er 2.880 km. Fra Lissabon afsættes skårene, som den oprindelige forsøgsordning, beskrevet i afsnit 5.3.

Forsøgsordning (b): Transport af de udsorterede fraktioner fra sortering til oparbejdning				
Flasker til genbrug	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Skævinge – Marseille	1 kg	148 km	148 kgkm
Lastbil, motorvej	Skævinge - Marseille	1 kg	1.770 km	1.770 kgkm
Skår til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Skib, 2000 tons, intra EU	Fredrikstad Havn – Lissabon Havn	1 kg	2.880 km	2.480 kgkm
Lastbil, blandet kørsel	Lissabon Havn – Glasværk	1 kg	100 km	100 kgkm
PET til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Fredrikstad - Hamburg	1 kg	121 km	121 kgkm
Lastbil, motorvej	Fredrikstad – Hamburg	1 kg	819 km	819 kgkm
Lastbil, blandet kørsel	Hamburg – Genanvendelse i Tyskland*	0,5 kg	400 km	200 kgkm
Skib, 150.000 tons, ocean-gående	Hamburg Havn – Shanghai Havn	0,5 kg	19.950 km	9.975 kgkm
Lastbil, blandet kørsel	Shanghai Havn – Genanvendelse i Kina*	0,5 kg	400 km	200 kgkm
PE-HD til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Identisk med PET				
Ståldåser til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Fredrikstad - Hamburg	1 kg	121 km	121 kgkm
Lastbil, motorvej	Fredrikstad – Hamburg	1 kg	819 km	819 kgkm
Lastbil, blandet kørsel	Hamburg – Kassel	1 kg	9 km	9 kgkm
Lastbil, motorvej	Hamburg – Kassel	1 kg	300 km	300 kgkm
Aludåser til genanvendelse	Rute	Mængde	Afstand	Transport
Lastbil, blandet kørsel	Fredrikstad - Hamburg	1 kg	121 km	121 kgkm
Lastbil, motorvej	Fredrikstad – Hamburg	1 kg	819 km	819 kgkm
Lastbil, blandet kørsel	Hamburg – Kassel	1 kg	9 km	9 kgkm
Lastbil, motorvej	Hamburg – Kassel	1 kg	300 km	300 kgkm

Tabel B6.4: Opgørelse af transportafstande fra sortering til oparbejdning i forsøgsordning (b). Transport er opgjort pr. kg transporteret affald.

Sortering i forsøgsordning (a): Mekanisk sortering i Glostrup

Data for et mekanisk separeringsanlæg er leveret af Bezner (2005). Bezner har foretaget en beregning på et anlæg som kan håndtere omkring 6.000 tons affald med sammensætningen, som angivet i tabel 2.6 i kapitel 2. Det antages at materialetab³⁷, forureninger³⁸ og energiforbrug vil være det samme ved benyttelse af et større anlæg, når fraktionerne sendes til sortering i Hamburg. Materialetabet og forureninger af fraktionerne vurderes på baggrund af data fra Bezner, se tabel B6.5.

³⁷ Materialetab: Knuste flasker og glas, plast og metal i restfraktionen

³⁸ Forureninger: Dette omfatter fejlsortering i anlægget, det vil sige uønskede elementer i de udsorterede fraktioner, fx mængde aluminiumdåser i fraktionen med ståldåser

Fraktion	Materialetab	Forureninger
Flasker	<1% af flaskerne går i stykker i selve anlægget	Ingen (bortset fra etiketter m.m.)
Glasskår	Glasskår mindre end 30 mm ender i restfraktionen	Ingen (bortset fra stykker af etiketter m.m.)
PET og PE-HD	Plastdele < 30 mm ender i restfraktionen	Ingen (bortset fra etiketter m.m.)
Ståldåser	Dåser og magnetiske jerndeile bliver for 98% vedkommende frasorteret ved magnetseparering i anlægget. Det resterende ender i restfraktionen	Ingen aluminiumsdele (bortset fra evt. aluminiumslåg i dåsen)
Aluminiumdåser	Aluminiumsdele < 30 mm ender i restfraktionen	Ingen ståldele

Tabel B6.5: Vurdering af materialetab og forureninger i det mekaniske sorteringsanlæg (Bezner, 2005).

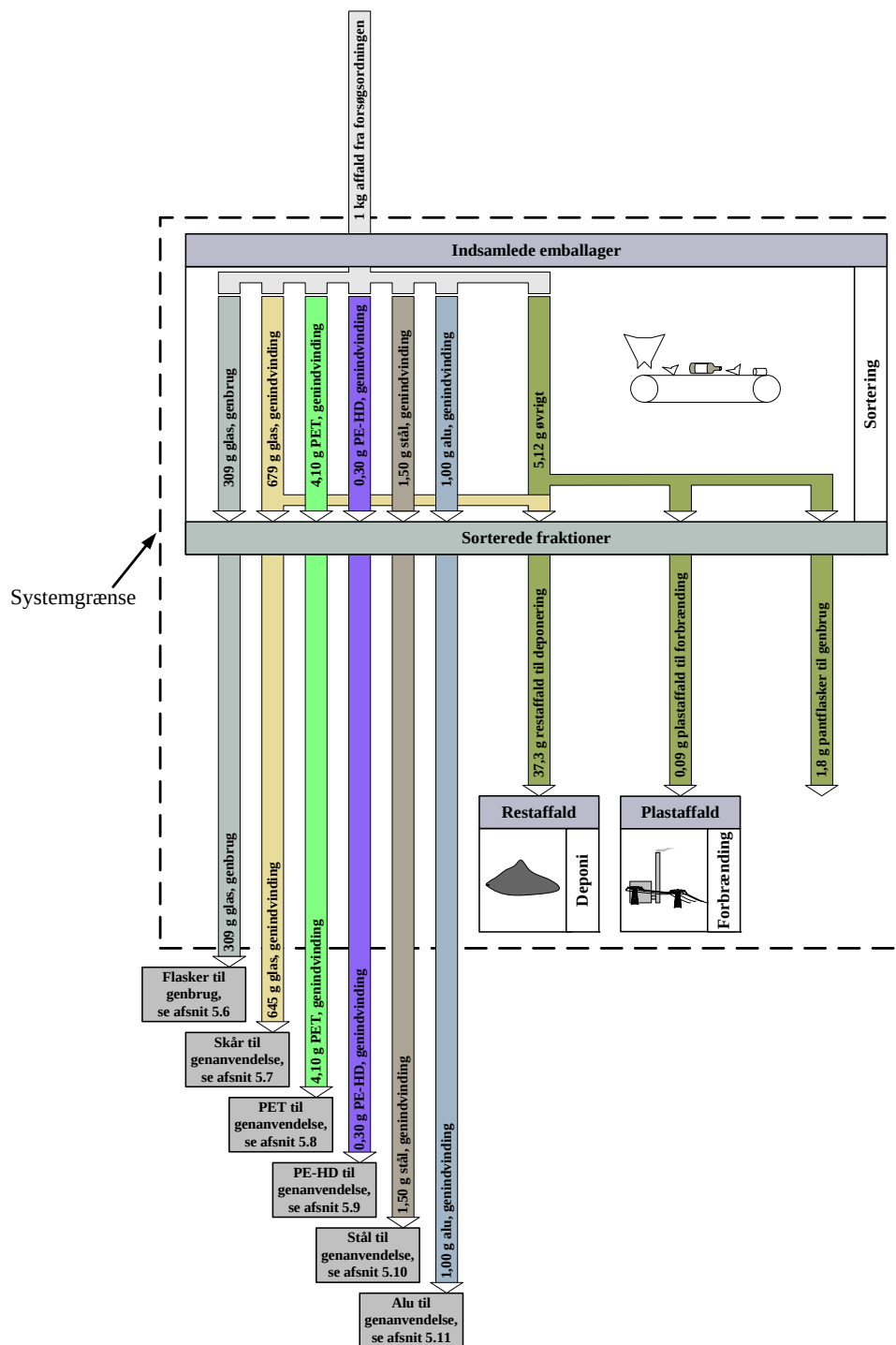
Ifølge Damgaard (2005) er andelen af flasker, der knuses ved den nuværende sortering på Kroghs Flaskegenbrug ligeledes under 1%. Der vil være et større tab af glasskår ved det mekaniske sorteringsanlæg, da glasskår < 30 mm går i restfraktionen. På Kroghs Flaskegenbrug er der ikke noget tab af glasskår, da alt, hvad der ikke fjernes fra sorteringsbåndet ender i fraktionen med glasskår. Ifølge Damgaard (2005) er andelen af glasskår <30 mm omkring 5%. Dette tal er dog behæftet med nogen usikkerhed. Da ingen plast-, stål- eller aluminiumsdele for drikkevareemballage er <30 mm, forventes der ikke noget materialetab heraf. Da frasorteringen af ståldåser foregår med magnet i det mekaniske sorteringsanlæg, kan der forventes en lidt større fraktion heraf end mængden frasorteret på Krogh Flaskegenbrug. Dette skyldes, at stålslåg m.m. til fx syltetøjsglas vil blive frasorteret i anlægget. Det har imidlertid ikke været muligt at vurdere disse mængder. Derfor sættes mængden af frasorteret stål i det mekaniske anlæg til det samme som for Krogh Flaskegenbrug.

På baggrund af ovenstående vurderes materialetab og forurening af fraktioner at være det samme på det mekaniske sorteringsanlæg som ved manuel sortering på Kroghs Flaskegenbrug. Dog med undtagelse af glasskår, hvor der forventes et tab på 5%, der sendes til deponering.

Ifølge Bezner (2005) vil et mekanisk sorteringsanlæg til sortering af 6.000 tons årligt skulle være i drift 1.500 timer årligt. Med samme maskinpark vil der årligt kunne sorteres 5-10 gange så meget affald end de 6.000 tons. Energiforbruget for anlægget er 60 – 80 kWh pr. time. Det vil sige der til sortering af 6.000 tons går 105.000 kWh, når der regnes med 70 kWh pr. time. Dette giver et energiforbrug på 0,0175 kWh pr. kg sorteret affald. Foruden det mekaniske sorteringsanlæg vil der være behov for belysning og transportbånd og øvrig håndtering af fraktionerne. Derfor regnes de 0,0175 kWh pr. kg affald at være foruden de 0,014 kWh pr. kg affald, som er elforbruget på Kroghs Flaskegenbrug. Det giver et elforbrug til sortering på i alt 0,0315 kWh pr. kg sorteret affald.

Flaskerne pakkes på paller, som efterfølgende lukkes med krympefolie ligesom ved sorteringen på Kroghs Flaskegenbrug. Transport af øvrige affaldsfraktioner er ikke medregnet.

Systemafgrænsningen for sortering af affaldet i et mekanisk sorteringsanlæg i Glostrup er vist i figur B6.1.



Figur B6.1: Systemafgrænsning for sortering for 1 kg indsamlet affald på et mekanisk separeringsanlæg i Glostrup. Pilene angiver de vigtigste produkt- og affaldsstrømme.

I tabel B6.6 er udvekslingerne fra sortering af 1 kg indsamlet glas, plast og metal i kuberne i forsøgsordningen vist.

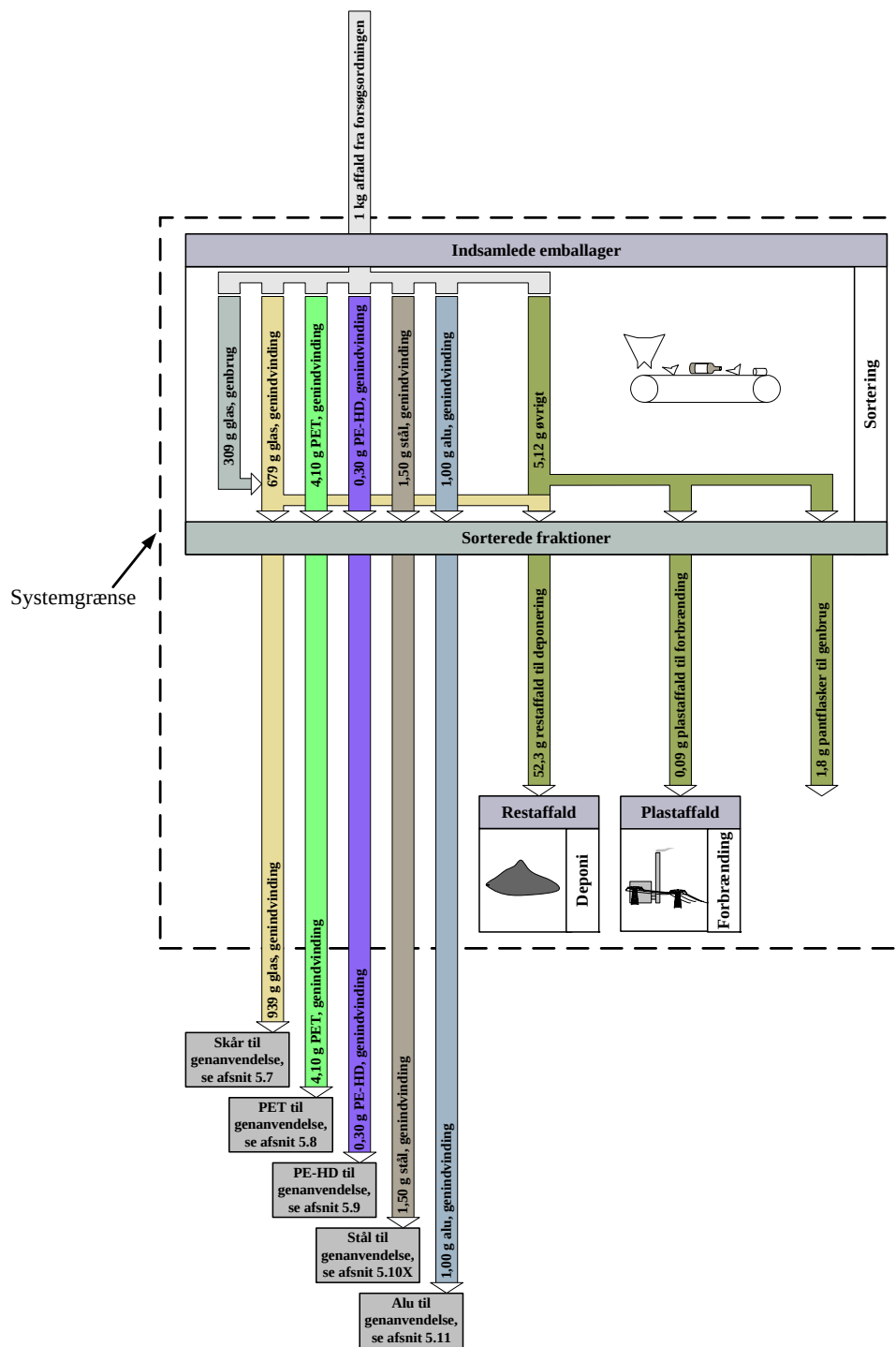
Sortering af 1 kg affald i mekanisk sorteringsanlæg i Glostrup			
Datakategori	Mængde	Kilde	Database
El	0,0315 kWh	Bezner (2005) og Damgaard (2005)	Elektricitet, UCTE, leveret til forbruger, baseret på Ecoinvent (2003), se afsnit 5.1
Polyethylen (PE) til krympehæter/strækfilm	0,62 g	Nejrup og Wesnæs (2000). Svarer til 2 g pr. kg flasker	Polyethylene, LDPE, granulate, at plant (Ecoinvent, 2003)
Produkt- og affaldsoutput	Mængde	Kilde	Database/produkt
Glasflasker til genbrug	309 g	Se figur B6.1	Input til genbrugsproces beskrevet i afsnit 5.6
Glasskår til genanvendelse	645 g		Input til genanvendelsesproces beskrevet i afsnit 5.7
PET til genanvendelse	4,10 g		Input til genanvendelsesproces beskrevet i afsnit 5.8
PE-HD til genanvendelse	0,30 g		Input til genanvendelsesproces beskrevet i afsnit 5.9
Ståldåser til genanvendelse	1,50 g		Input til genanvendelsesproces beskrevet i afsnit 5.10
Aluminiumdåser til genanvendelse	1,00 g		Input til genanvendelsesproces beskrevet i afsnit 5.11
Restaffald til deponering	37,3 g		Disposal, glass, 0% water, to inert material landfill (Ecoinvent, 2003)
Plastaffald til forbrænding	0,09 g		Affaldsforbrænding, PE, se afsnit 5.5
Pantflasker til genbrug	1,8 g	Antaget bortskaffelse	Ikke medtaget
PE krympehætte, bortskaffelse ved forbrænding	0,62 g		Affaldsforbrænding, PE, se afsnit 5.5

Tabel B6.6: Kortlægning af udvekslinger fra mekanisk sortering i forsøgsordning (a) af 1 kg indsamlet affald i glasskuberne.

Sortering i forsøgsordning (b): Mekanisk sortering i Fredrikstad

Det antages, at der er samme udvekslinger pr. kg sorteret affald i anlægget i Fredrikstad som i anlægget i forsøgsordning (a). Den eneste forskel består i, at alle flasker går tabt og vil ende som skår til genanvendelse. Det antages at tabet af skår til deponering stadig er 5%.

Systemafgrænsningen for sortering af affaldet i et mekanisk sorteringsanlæg i Fredrikstad i Norge er vist i figur B6.2.



Figur B6.2: Systemafgrænsning for sortering for 1 kg indsamlet affald på et mekanisk separeringsanlæg i Fredrikstad. Pilene angiver de vigtigste produkt- og affaldsstrømme.

Bilag 7: Kritisk gennemgang af LCA-rapporten

Dette bilag viser den kritiske gennemgang af LCA-rapporten. I bilag 8 findes kommentarer til den kritiske gennemgang.

Kritisk gennemgang af

LCA af forsøg med indsamling af ikke pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal i eksisterende glasbeholdere.

Version 14. oktober 2005

Kim Christiansen
Marianne Wesnæs

2.-0 LCA consultants ApS

1 Introduktion

Kim Christiansen og Marianne Wesnæs (2.-0 LCA consultants) har gennemført en kritisk gennemgang for R98 af den for R98 af Jannick Schmidt (Aalborg Universitet) udarbejdede livscyklusvurdering " LCA af forsøg med indsamling af ikke-pantbelagt drikkevareemballage af plast og metal i eksisterende glasbeholdere (Endeligt udkast til kritisk gennemgang)" dateret 10. juni 2005.

Den kritiske gennemgang er gennemført i to omgange svarende til en første afrapportering af kortlægningen fra marts 2005 og den endelige afrapportering fra juni 2005. Formålet med den kritiske gennemgang har været at sikre, at de foretagne systemafgrænsninger, valg af datakilder og valg af beregningsmetoder er sket på et fornuftigt og for problemstillingen relevant grundlag og at vurdere, om de fremkomne resultater og konklusioner er konsistente og troværdige i forhold til både problemstilling og de anvendte metoder indenfor livscyklusvurdering.

2 Procedure for den kritiske gennemgang

Den kritiske gennemgang er udført ved en systematisk gennemlæsning af de fremsendte rapportudkast suppleret med opslag i andre livscyklusvurderinger af relevans for emnet, LCA-databaser m.m. for kontrol af data. Endvidere er der foretaget en række stikprøvevise kontrolberegninger. Ved at bruge to reviewere på opgaven har vi forhåbentligt undgået for mange bemærkninger, som skyldes rene misforståelser eller misfortolkninger af teksten.

En foreløbig listning af kommentarer og spørgsmål blev fremsendt til Jannik Schmidt i april 2005. Nedenfor er medtaget en samlet konklusion og alle kommentarer og spørgsmål for at give en så fuldstændig kritisk gennemgang som muligt. Det betyder også, at der ved gennemlæsning af det endelige udkast ikke er taget stilling til rettelser i rapporten fra udkastet af marts 2005 til udgaven af juni 2005.

3 Konklusion

Den foreliggende LCA er meget grundig og meget veldokumenteret. Både systemafgrænsninger, valg af datakilder og databehandling er generelt grundigt beskrevet. Antagelser er velbeskrevne og godt argumenteret. Rapporten er skrevet i et forståeligt sprog. Der er ikke fundet væsentlige fejl eller kilder til fejl. Men der bør dog advares mod, at resultaterne af forsøgsordningen "overtolkes" – datagrundlaget er beskedent ift. de variationer, der normalt er i affaldsdata, og de opnåede reduktioner i miljøpåvirkninger er ikke store nok til, at der kan ses bort fra disse variationer. Hertil kommer, at flere konklusioner – herunder omkring scenarierne – er baseret på skøn og ikke på faktuelle målinger.

4 Kommentarer

Nedenfor følger en række mere detaljerede kommentarer og spørgsmål til rapporten. En tidligere listning blev fremsendt til første udkast omfattende mål, afgrænsning og kortlægning. Der er ikke systematisk taget stilling til de heraf affødte rettelser i andet udkast, men der er foretaget nogle enkelte stikprøver. Kommentarer hertil er markeret med fed nedenfor. Vi har ikke rettet sidetal mellem de to kommenteringer, men brugt sidetal fra 10.6.2005 versionen til kommenteringen af kap. 6 til 10.

4.1 udgave 17. marts 2005

generelt er der nogle stavefejl hist og her, som stavekontrollen burde fange...

der er ingen standard som siger at støj eller visuelle forhold ikke kan indgå i en LCA (side 7)

hvilke målinger er der foretaget? der er foretaget vejninger og optællinger i perioden april til december og eftervejning i januar 2005???

dataindsamling kun 1 måned dvs kun 8 af 107 tømninger (side 7)

signalgiver om behov for tømning fra Sverige (PS) (side 8)

glasflasker vejer da ikke 510 g i snit? (side 8)

kontrolvejning – relativt store usikkerheder??? (side 8)

forsøgsresultaterne i tabel 2 og 3 er vist som andele (side 8) - det udligner at der er flere tømninger i nogle måneder, men det viser ikke om der kommer mere plast og i kuberne, eller om der bare er relativt mindre glas. Figur 2.1 på side 28 viser, at de totalt indsamlede mængder i f.eks. Christianshavn varierer med 9 tons til næsten 15 tons per måned. At udregne plast og metal som andele i forhold til så varierende mængder giver ikke et billede af om der er stigning eller ej! For at man kan se om der er en reel stigning i afleverede mængder plast og metal er man nødt til at have en anden enhed fx, at resultaterne vises enten som "kg per indsamlings-uge" (og for de kuber, hvor der er 14-dages tømning divideres med 2) eller som "kg per dag". Kg per dag vil være det mest præcise fordi der ikke altid tømmes med præcis 7 dages mellemrum (f.eks. tømmes hyppigere omkring jul og nytår- og på skæve dage når der er helligdage). Altså hvis der indsamles 14 kg plast om torsdagen i uge 31, og der sidst blev tømt torsdag i uge 30, divideres de 14 kg med de 7 dage, der gik siden sidste tømning, og der er således indsamlet i gennemsnit 2 kg plast om dagen i uge 31.

hvad er eftervejningen foretaget på (hvilken vægt; kontrolvejning) (side 9)

kontrolvejning giver en vejekurve, som viser afvigelser som funktion af vægten? (side 9)

hvordan indsættes en tendenslinie? hvordan indgår vejeusikkerheder i din vurdering af disse tendenslinier (side 10)

tabel 2,4x viser sammensætning af indsamlet affald, ikke genbrugsprocent – forklaringen giver ikke mening, når summen af alle fraktioner er 100% (side 11)

lidt bedre indsamlingseffektiviteter... en vurdering som bør begrundes eller fjernes (side 11)

viste brugerundersøgelsen andet relevant (side 12)

fra 28,5 til 31,4% - er det meget højt? 10%point (side 13) – usikkerhed ved afvejning bør anføres på figuren, så læseren bedre kan vurdere, om der reelt er forskel

at bløde emballager øger genbrugsprocenten er et ønsket resultat – det beskedne datagrundlag og de tidligere anførte usikkerheder gør konklusionen meget lidt robust?! (side 14) – og så konkluderer du lige nede under, at det ikke kan konkluderes...

kommenteringen på side 31 om tendenslinier ville være meget bedre funderet i data med "kg per uge"; det er ikke helt klart på hvilket detaljeringsniveau rådata foreligger – bilag 1 kunne med fordel suppleres med et regneark med de specifikke enkeltdata. Et sådant detaljeringsniveau kunne måske også hjælpe til at gennemskue, om de "bløde" emballager giver færre knuste flasker (side 9)

formuleringerne omkring "besparelser" kan være svære at forstå; der mangler noget tekst om, at det genbrug og genanvendelse, der finder sted i det nuværende system i dag, også giver reducerede miljøpåvirk-

ninger, og at det er derfor, miljøbelastningen har negative tal – altså "besparelser". (formuleringen går igen på side 139, hvor den også bør ændres). Sætningen længere nede "Den nuværende bortskaffelse af potentialet for glas, plast og metal sparer altså miljøet for en væsentlig forurening, selvom en væsentlig del sendes til forbrænding." er også misvisende. Det er ikke bortskaffelsen men genanvendelsen, der giver besparelserne. (side 12)

fornuftigt at fjerne outliers (side 16)

august med lille begyndelsesbogstav (side 16)

effekten af en eventuel effekt...(side 17)

fiktiv LCA (side 18) – det burde stå på forsiden!

hvad er opdragsgivers begrundelse for ikke at lade LCA underkaste en kritisk gennemgang ved et panel? (side 19)

begrebet mid-point kunne omtales (side 18)

distribution bør ikke anføres som selvstændig fase i en livscyklus (side 19) – transport indgår i alle faser og derudover bidrager distribution sjældent signifikant til miljøpåvirkningerne fra et produkt i den livscyklus

trin i livscyklus; faser i livscyklusvurdering (side 19)

genanvendelse kan have både positive og negative effekter ift råstofudvinding, produktion og brug (side 20)

14041 anbefaler også, at allokering undgås (side 20)

fortolkningen omfatter tjek af de udvalgte resultaters robusthed, følsomhed etc.; der indgår usikkerheds- og følsomhedsanalyser i både kortlægning og vurdering (men det er en meget almindelig misforståelse/fejltolkning af 14043) (side 22) (populært sagt tjekker du i trin fire, om konklusionen holder – ikke resultaterne i bred forstand)

formålet at vurdere miljømæssige effekter ved at indføre forsøget eller ved at indføre en ordning som dækker hele byen? (side 3 og side 23) – præcisere teksten side 3

før og efter forsøgsordningen – det er vel ikke et forsøg, hvis hele kommunen er omfattet? (side 24)

funktionel enhed??? dette er ikke en funktionel enhed – Den funktionelle enhed er x tons ikke pantbelagt indsamlet emballageaffald (omfattende de fire typer ovenfor) ved forskellige ordninger indenfor et kalenderår (2004). Behandlingen af det indsamlede affald indgår ikke? det bør tydeliggøres om det er med eller ej (side 24)

restaffald er både det ikke genanvendelige affald i kuberne og den del af det indsamlede genanvendelige affald, som ikke genanvendes (spild ved håndtering etc.); jeg er derfor ikke overbevist om, at du kan vælge den ene type restaffald fra (side 25)

Weidema (2003) er vel den mest korrekte reference til systemafgrænsning, ikke Hansen (2004) – en pjece...

dit valg af gennemsnitsteknologi bør begrundes bedre – fx ved at investeringer i affaldsindsamling og behandling er så store, at de valgte ordninger har en levetid på 10-20 år – du kan få præcise tal fra R98 (side 26)

figuren viser de processer og udvekslinger, som du har valgt at vise – LCA'en vil afsløre om de er de vigtigste; hvis du allerede ved det, er der vel ingen grund til at lave LCA'en? (side 28)

hvor har du data for det mekaniske sorteringsanlæg fra? (side 28)

til forbrænding optræder noget restaffald – er det restaffald i kuberne, fra flaskesortering, fra husholdninger??? (side 29) – du skal være meget præcis med angivelser

under genanvendelse smutter din markedsbaserede systemafgrænsning – der produceres næppe mindre primært aluminium, men noget af den primære aluminium sælges til andre formål – og disse ændringer skal medtages! (side 29) (tjekkes med Bo) – samme gælder produktion af primære materialer; det er ikke sikkert, at sekundære materialer fortrænger primære...

PET og PE-HD bruges ikke til nye drikkevareemballager, men til andre formål – ændringer i disse processer skal derfor medtages i LCA'en (side 29)

der mangler referencer for UMIP, Eco-indicator og CML (side 30)

fint at bruge de andre metoder til validering – måske du skal kalde det følsomhedsanalyse (du tjekker med de andre metoder, hvor robuste dine resultater er) (side 31)

deponering er taget med som proces (side 31) dvs. energiforbrug ved deponering og emissioner herfra medtages i kortlægningen

brugen af flere datasæt har samme formål, som brugen af flere vurderingsmetoder ovenfor (følsomhedsanalyse) (side 33)

når der sker ændringer i anvendelsen af el (side 33 nederst)

betydningen af valget af naturgas bør tjekkes ved gennemregning baseret på kulkraft; de nuancerer dit valg og viser konsekvensen (og det tager ikke lang tid) (side 34)

afbrænding af affald fortrænger anden kilde til fjernvarme dvs der pumpes den samme mængde vand rundt og der er det samme varmetab; derfor skal det ikke medtages (side 35)

al transport bør vel være i kgkm? (side 37)

ny grænseværdi for bly i slagge kan påvirke mulighederne for genanvendelse markant; du bør tjekke dette med fx DAKOFA og Miljøstyrelsen (side 39)

har du tjekket med DTU, om de har mere anlægsspecifikke data? (side 39)

7 + 3 anlæg giver 10; hvad med anlæg nr. 11? (note side 41)

flere steder: der savnes angivelse af usikkerheder på de anførte emissionstal – hvis du ikke har sådanne data bør det anføres (side 43 mm)

hvis både DOKA og Ecoinvent angiver 66% som oxidering, kan begge bruges som kilde! (side 42 og 43)

du bør tjekke data for Ecoinvent med DTU's database?! (side 44)

slagge som ovenfor (bly) (side 44)

90% af 85% er 77% - ikke 76% (afrundingsfejl) (side 44)

der mangler reference på oplysningen om, at der ikke er overskud af skår i Sydeuropa (side 46)

der bør anføres en reference til en flaskeskyller for fravalget af brug af data for øl og sodavandsflasker ift vinflasker (side 47)

usikkerhed på anvendte glasdata bør beregnes og anføres (side 50)

du bør kontakte Holmegaard og få bekræftelse på de 1% spild (side 51)

argumentationen om fortrængning af PET med 1 til 1 bør forbedres; du har to kilder, som siger noget forskelligt, og du vælger at bruge den ene uden argumentation (side 56); tilsvarende gælder, hvad den genvundne PET bruges til – hvis der fortrænges tekstiler, bør ændringer i disse produktioner medtages?! smlg også med argumentationen under tabel 5.x (side 59)

en beregning på usikkerhed ved anvendte PET data bør anføres (side 58)

hvordan er der taget højde for genanvendelse af slagge, hvis der ikke godskrives? (side 64); smlg sidste afsnit s. 66

argumentet for ikke at bruge CH emissioner bør uddybes;

den tomme bil kører retur, men det brændstofforbrug medregnes ikke? (side 71)

kører R98 rundt indtil bilen er fuld (m3 eller kg) eller indtil kuberne på ruten er tømt? jeg ville tro det sidste

4.2 udgave 10. juni 2005 - kap. 6 og frem

undgåede miljøpåvirkninger er et bedre ordvalg end miljøbesparelser (125)

der kunne godt være et kort afsnit om udviklingen indenfor toksicitetsvurdering (EDIP 2003 og IMPACT 2002+) – en af grundene til usikkerhederne ift de mere traditionelle påvirkninger er måske valget af en "gammel" metode (om end den ligger til grund for meget af de nye) (128)

der opnås ikke besparelser i toksicitet, men reduktioner! (129) (med mange flere)

besparelser **i forbrug** af naturgas (130) – ligesom besparelser i forbrug af olie

usignifikant = insignifikant (132) eller uden betydning på dansk...

EcoInvent regner vist med 1,03 kg retur pr. 1 kg primær ved genanvendelse; 5,9 ift 5,3 giver 1,11 – kan du forklare denne forskel? (side 138)

"opskaleringen" udfra interview med 200 borgere og de mindre mængder ved eftervejningen udgør de største potentielle fejlkilder i undersøgelsen (side 154); følsomhedsanalysen diskuterer dette, men i konklusionen er denne usikkerhed IKKE omtalt (side 14) – dette bør tilføjes

valget af marginal elproduktion kan diskuteres – hvis marginal el til fremstilling af primær aluminium er kulel og ikke det anvendte mix, vil der være store ændringer i resultaterne; det vil være en god idé at vende den anvendte argumentation med Weidema, så fortolkningen af marginal elproduktion er i overensstemmelse med metodeprojektets anvisninger

kap. 9 er eksemplarisk!

konklusion og resume er "ens" – ikke yderligere kommentarer

5 Anneks 1

(Caspersen N, Wenzel H (2001) Vejledning til kritisk gennemgang af LCA)

LCA-komponent	Delkomponenter	Spørgsmål til komponenterne	OK
Formål	Formål	Er formålet klart defineret?	x
	Anvendelse	Er anvendelsen af LCA'en beskrevet?	x
	Målgruppe	Hvem er målgruppen og er der sammenhæng mellem formål, anvendelse og målgruppe?	x
Afgrænsning	Funktionel enhed	Er den funktionelle enhed klart beskrevet og er den målbar, dvs. udtrykt ved kvantitet og evt. varighed? Er den funktionelle enhed i overensstemmelse med formål og anvendelse? Ved sammenligninger: Er de funktionelle enheder sammenlignelige? Hvis det ene system har flere funktioner eller kvaliteter end det andet, skal sammenligneligheden dokumenteres.	x
	Systemafgrænsning: Udeladelse af livscyklusfaser eller processer Kriterier for afgrænsning	Er systemet og eventuelle udeladelser beskrevet? Er kriterier for udeladelser beskrevet og argumenteret for? Er udeladelserne miljømæssigt væsentlige eller mindre væsentlige?	x
	Medtagne datakategorier og miljøvurderingsparametre	Svarer de valgte datakategorier til formålet? Er de medtagne miljøvurderingsparametre rimelige i forhold til formålet?	x
	Krav til datakvalitet	Hvilke krav sættes til geografisk, tidsmæssig og teknologisk repræsentativitet for data? Hvilke krav er til frembringelse af data: måling, beregning, litteratur? Stemmer de foretagne valg overens med formålet?	x
	Systemudvidelse og fordeling	Er metoderne for systemudvidelse eller fordeling beskrevet? Er de fornuftige og rimelige?	x
	Metode til vurdering og fortolkning	Er metoden til vurdering og fortolkning videnskabeligt og teknisk rimelig?	x
	Beskrivelse af processen for den kritiske gennemgang	Er processen for den kritiske gennemgang beskrevet mht. type, udfører og detaljeringsgrad?	x

Kortlægning	Beskrivelsen af data	Er alle datasæt beskrevet mht.: Referenceenhed, som udvekslingerne relateres til Hvilke processer inkluderer data Geografisk repræsentativitet Teknologisk repræsentativitet Metoder for systemudvidelse eller fordeling Tidsmæssig repræsentativitet Indsamlingsmetode og betydning af udeladelser og antagelser	x
	Verifikation af data	Er data verificeret? Verifikationen kan udføres vha. massebalancer, sammenligning med tilsvarende datasæt eller kritisk gennemgang af en anden person. Ved manglende data: Anvendes estimer, gennemsnit for øvrige data, nul el lign.?	x
	Anvendte data i overensstemmelse med formålet	Er følgende undersøgt (detaljeringsgraden afhænger af formålet med LCA'en): Usikkerhed Fuldstændighed: Hvor stor en del af de mulige steder, hvorfra der kunne rapporteres data, dækkes af indsamlede data? Repræsentativitet: Kvalitativ beskrivelse af, om data repræsenterer den ønskede datakvalitet mht. geografisk, tidsmæssig og teknologisk repræsentativitet.	x
Kortlægning fortsat	Aggregering af data	Er aggregering af data beskrevet? Er beregninger udført korrekt? Dette undersøges for x% af data (primært for de områder, som har størst betydning for resultatet)	x
	Dokumentation af systemudvidelse og/eller fordeling (opgørelsesmåde for processer, der indgår i produktion af samprodukter eller genbrug af materialer)	Er systemudvidelse og/eller fordeling i overensstemmelse med de metoder, der blev fastlagt i afgrænsningen? Er der anvendt ens systemudvidelse og/eller fordelingsmetoder for alle tilsvarende produkter, som optræder i forbindelse med inputs og outputs?	x
	Fortolkning/begrænsninger efter opgørelsen	Er definitionerne af systemgrænserne rimelige? Hvilke begrænsninger er der mht. fortolkning pga. vurdering af datakvalitet og følsomhedsvurdering? Krav ved sammenligning af systemer: • Er systemerne sammenlignelige? • Er der lavet en analyse for at retfærdiggøre medtagelse eller udeladelse i systemet?	x

Vurdering	Vurdering af karakterisering og karakteriseringsfaktorer	Er karakteriseringen foretaget på et fornuftigt grundlag? Er karakteriseringen beskrevet gennemskueligt? Er antagelser og forudsætninger beskrevet? Er der refereret til de anvendte modeller og er der argumenteret for deres berettigelse?	x
	Normalisering, gruppering og vægtning	Hvis normalisering og vægtning er foretaget: Er fremgangsmåden fornuftig? Er alle procedurer beskrevet gennemskueligt?	x
Fortolkning	Væsentligste miljøpåvirkningskategorier og væsentligste kilder	Er de væsentligste miljøpåvirkningskategorier udpeget og væsentligste kilder til miljøbelastninger (fx i livscyklusfaser, komponenter, stoffer, processer etc.) ?	x
	Fuldstændighed, følsomhed og konsistens	Er der lavet følsomhedsvurdering for de væsentligste usikkerheder, antagelser og datamangler? Er antagelser, metoder og data konsistente med formål og afgrænsning?	x
	Begrænsninger i konklusionen fx pga. definitionen af den funktionelle enhed samt vurdering af datakvalitet og følsomhedsvurdering.	Er der taget højde for eventuelle begrænsninger i konklusionen? Konkluderes det, og kun det, som arbejdet kan bære? Er konklusionen i overensstemmelse med definition af formål og afgrænsning? Anvendes LCA'ens resultater og erkendelser til det, der var formålet?	x

Bilag 8: Kommentarer til den kritiske gennemgang

I dette bilag findes forfatterens kommentarer til de mere detaljerede kommentarer og spørgsmål til LCA-rapporten fra den kritiske gennemgang. Forfatterens kommentarer er markeret med **gråt**. Sidehenvisningerne i den kritiske gennemgang vedrører sidetal i de udgaver af LCA-rapporten der er sendt til kritisk gennemgang. Derfor er disse ikke gældende for nærværende LCA-rapport. Forfatterens kommentarer er markeret med et sidetal, som angiver hvor i nærværende rapport, der er taget højde for den pågældende kommentar.

1 udgave 17. marts 2005

generelt er der nogle stavefejl hist og her, som stavekontrollen burde fange...

der er ingen standard som siger at støj eller visuelle forhold ikke kan indgå i en LCA (side 7)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 25)

hvilke målinger er der foretaget? der er foretaget vejninger og optællinger i perioden april til december og eftervejning i januar 2005???

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 27)

dataindsamling kun 1 måned dvs kun 8 af 107 tømninger (side 7)

Nulpunktsmålingen er kun på én måned.

signalgiver om behov for tømning fra Sverige (PS) (side 8)

Dette er der **ikke** taget højde for i den endelige LCA-rapport

glasflasker vejer da ikke 510 g i snit? (side 8)

Denne vægt regnes der med ifølge R98 med. (s. 27)

kontrolvejning – relativt store usikkerheder??? (side 8)

Der er i følsomhedsanalyse afsnit 8.3 taget højde for usikkerheder.

forsøgsresultaterne i tabel 2 og 3 er vist som andele (side 8) - det udligner at der er flere tømninger i nogle måneder, men det viser ikke om der kommer mere plast og i kuberne, eller om der bare er relativt mindre glas. Figur 2.1 på side 28 viser, at de totalt indsamlede mængder i f.eks. Christianshavn varierer med 9 tons til næsten 15 tons per måned. At udregne plast og metal som andele i forhold til så varierende mængder giver ikke et billede af om der er stigning eller ej! For at man kan se om der er en reel stigning i afleverede mængder plast og metal er man nødt til at have en anden enhed fx, at resultaterne vises enten som "kg per indsamlings-uge" (og for de kuber, hvor der er 14-dages tømning divideres med 2) eller som "kg per dag". Kg per dag vil være det mest præcise fordi der ikke altid tømmes med præcis 7 dages mellemrum (f.eks. tømmes hyppigere omkring jul og nytår- og på skæve dage når der er helligdage). Altså hvis der indsamles 14 kg plast om torsdagen i uge 31, og der sidst blev tømt torsdag i uge 30, divideres de 14 kg med de 7 dage, der gik siden sidste tømning, og der er således indsamlet i gennemsnit 2 kg plast om dagen i uge 31. Årsagen til at mængde plast og metal er vist som vægtandele af den samlede indsamlede mængde er, at variationer i tømningens frekvens udlignes. Desuden er vægtandelen en god indikator på, om der sker en udvikling undervejs i forsøgsperioden. Generelt viser forsøget, at mængden (i kg) af indsamlet plast og metal falder mod slutningen af forsøget, mens andelen (i vægt %) af plast og metal er nogenlunde konstant, idet at mængden af indsamlet glas også er mindre i denne periode. Derfor ville der drages forkerte konklusioner, hvis der udelukkende blev set på mængder af plast og metal i stedet for vægtprocent. Da forsøgsresultaterne afspejler en løbende implementering og skal anvendes til at estimere et muligt opnåeligt niveau, vil

opgørelser i mængder af plast og metal (i kg) ikke fange de normale sæsonvariationer, der er i mængden af glas. Det vurderes at den anvendte metode ikke skulle udgøre nogen kilde til usikkerheder i opgørelsen. I det ovenstående rettes følgende kritik: ”... *det udligner at der er flere tømninger i nogle måneder, men det viser ikke om der kommer mere plast og i kuberne, eller om der bare er relativt mindre glas*”. Hvis der var tale om store vægtandele plast og metal, ville der være problemer med at opgøre resultaterne i vægtandele. Men da mængden af plast og metal kun udgør 0,69% vægtandel af de samlede indsamlede mængder, så skal der meget store variationer i mængden af indsamlet glas til, for at det vil påvirke vægtandelen af plast og metal.

hvad er eftervejningen foretaget på (hvilken vægt; kontrolvejning) (side 9)
Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 27)

kontrolvejning giver en vejekurve, som viser afvigelser som funktion af vægten? (side 9)
Der kan ikke af kontrolvejningen bilag 2 udledes nogen entydig ”vejekurve”.

hvordan indsættes en tendenslinie? hvordan indgår vejeusikkerheder i din vurdering af disse tendenslinier (side 10)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 29 – fodnote 5). Vejeusikkerheder indgår ikke i vurdering af tendenslinier, da der ikke vurderes at forekomme tendenser i vejeusikkerheder over tid.

tabel 2,4x viser sammensætning af indsamlet affald, ikke genbrugsprocent – forklaringen giver ikke mening, når summen af alle fraktioner er 100% (side 11)
Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 29)

lidt bedre indsamlingseffektiviteter... en vurdering som bør begrundes eller fjernes (side 11)

Begrundelse findes s. 29: Tabel 2.4 anvendes ikke til at estimere det opnåede niveau for indsamling af metal og plast i forsøgsperioden. Dette skyldes tabellen er et gennemsnit for hele forsøgsperioden, og at de første par måneder afspejler en indkøringsperiode, hvor folk skal vænne sig til det nye system. Det vil sige, det kan forventes, at der opnås en lidt bedre indsamlingseffektivitet, end vist i tabellen.

viste brugerundersøgelsen andet relevant (side 12)

Brugerundersøgelsen er afrapporteret selvstændigt i delrapporten omhandlende de driftmæssige forhold afsnit 4 og bilag 2 i samme delrapport.

fra 28,5 til 31,4% - er det meget højt? 10%point (side 13) – usikkerhed ved afvejning bør anføres på figuren, så læseren bedre kan vurdere, om der reelt er forskel

Der er ikke nævneværdige usikkerheder forbundet med de 28,5% og 31,4%, da disse er opgjort med samme vægte som gennemsnittet for hele KBH.

at bløde emballager øger genbrugsprocenten er et ønsket resultat – det beskedne datagrundlag og de tidligere anførte usikkerheder gør konklusionen meget lidt robust?! (side 14) – og så konkluderer du lige nede under, at det ikke kan konkluderes...

Den statistiske beregning er udført på et meget lille datagrundlag (s. 32). Derfor kan der ikke på baggrund heraf konkluderes noget entydigt om effekten af ”bløde emballager”. Og derfor indgår effekten heraf ikke i beregningerne hvor referencesituationen og forsøgsordningen sammenlignes. Men da den statistiske beregning peger på en mulig sammenhæng er effekten heraf medtaget i en følsomhedsanalyse i afsnit 8.2.

kommenteringen på side 31 om tendenslinier ville være meget bedre funderet i data med ”kg per uge”; det er ikke helt klart på hvilket detaljeringsniveau rådata foreligger – bilag 1 kunne med fordel suppleres med

et regneark med de specifikke enkeltdata. Et sådant detaljeringsniveau kunne måske også hjælpe til at gennemskue, om de "bløde" emballager giver færre knuste flasker (side 9)

formuleringerne omkring "besparelser" kan være svære at forstå; der mangler noget tekst om, at det genbrug og genanvendelse, der finder sted i det nuværende system i dag, også giver reducerede miljøpåvirkninger, og at det er derfor, miljøbelastningen har negative tal – altså "besparelser". (formuleringen går igen på side 139, hvor den også bør ændres). Sætningen længere nede "Den nuværende bortskaffelse af potentialet for glas, plast og metal sparer altså miljøet for en væsentlig forurening, selvom en væsentlig del sendes til forbrænding." er også misvisende. Det er ikke bortskaffelsen men genanvendelsen, der giver besparelserne. (side 12)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport

fornuftigt at fjerne outliers (side 16)

august med lille begyndelsesbogstav (side 16)

effekten af en eventuel effekt...(side 17)

fiktiv LCA (side 18) – det burde stå på forsiden!

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 7 og flere andre steder)

hvad er opdragsgivers begrundelse for ikke at lade LCA underkaste en kritisk gennemgang ved et panel? (side 19)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 41)

begrebet mid-point kunne omtales (side 18)

Dette er der **ikke** taget højde for i den endelige LCA-rapport – emnet vurderes for "tungt og teoretisk i forhold til målgruppen.

distribution bør ikke anføres som selvstændig fase i en livscyklus (side 19) – transport indgår i alle faser og derudover bidrager distribution sjældent signifikant til miljøpåvirkningerne fra en produkt i det livscyklus

I nærværende LCA er "indsamling" opfattet som et selvstændigt trin selvom der også forekommer transport i andre trin – fx transport af brændsler til fremstilling af stål.

trin i livscyklus; faser i livscyklusvurdering (side 19)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport

genanvendelse kan have både positive og negative effekter ift råstofudvinding, produktion og brug (side 20)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 37)

14041 anbefaler også, at allokering undgås (side 20)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 39)

fortolkningen omfatter tjek af de udvalgte resultaters robusthed, følsomhed etc.; der indgår usikkerheds- og følsomhedsanalyser i både kortlægning og vurdering (men det er en meget almindelig misforståelse/fejltolkning af 14043) (side 22) (populært sagt tjekker du i trin fire, om konklusionen holder – ikke resultaterne i bred forstand)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport

formålet at vurdere miljømæssige effekter ved at indføre forsøget eller ved at indføre en ordning som dækker hele byen? (side 3 og side 23) – præcisere teksten side 3

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 41)

før og efter forsøgsordningen – det er vel ikke et forsøg, hvis hele kommunen er omfattet? (side 24)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport

funktionel enhed??? dette er ikke en funktionel enhed – Den funktionelle enhed er x tons ikke pantbelagt indsamlet emballageaffald (omfattende de fire typer ovenfor) ved forskellige ordninger indenfor et kalenderår (2004). Behandlingen af det indsamlede affald indgår ikke? det bør tydeliggøres om det er med eller ej (side 24)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 43)

restaffald er både det ikke genanvendelige affald i kuberne og den del af det indsamlede genanvendelige affald, som ikke genanvendes (spild ved håndtering etc.); jeg er derfor ikke overbevist om, at du kan vælge den ene type restaffald fra (side 25)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 47)

Weidema (2003) er vel den mest korrekte reference til systemafgrænsning, ikke Hansen (2004) – en pjece...

Hansen (2004) anvendes som kilde fordi den giver et kort overblik over det danske konsensus og metode projekt. (Weidema, 2003) anvendes i de konkrete overvejelser vedrørende systemafgrænsning.

dit valg af gennemsnitsteknologi bør begrundes bedre – fx ved at investeringer i affaldsindsamling og behandling er så store, at de valgte ordninger har en levetid på 10-20 år – du kan få præcise tal fra R98 (side 26)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 48)

figuren viser de processer og udvekslinger, som du har valgt at vise – LCA'en vil afsløre om de er de vigtigste; hvis du allerede ved det, er der vel ingen grund til at lave LCA'en? (side 28)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 50)

hvor har du data for det mekaniske sorteringsanlæg fra? (side 28)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport

til forbrænding optræder noget restaffald – er det restaffald i kuberne, fra flaskesortering, fra husholdninger??? (side 29) – du skal være meget præcis med angivelser

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport

under genanvendelse smutter din markedsbaserede systemafgrænsning – der produceres næppe mindre primært aluminium, men noget af den primære aluminium sælges til andre formål – og disse ændringer skal medtages! (side 29) (tjekkes med Bo) – samme gælder produktion af primære materialer; det er ikke sikkert, at sekundære materialer fortrænger primære...

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 51)

PET og PE-HD bruges ikke til nye drikkevareemballager, men til andre formål – ændringer i disse processer skal derfor medtages i LCA'en (side 29)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 51)

der mangler referencer for UMIP, Eco-indicator og CML (side 30)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 53)

fint at bruge de andre metoder til validering – måske du skal kalde det følsomhedsanalyse (du tjekker med de andre metoder, hvor robuste dine resultater er) (side 31)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 53)

deponering er taget med som proces (side 31) dvs. energiforbrug ved deponering og emissioner herfra medtages i kortlægningen

Ja

brugen af flere datasæt har samme formål, som brugen af flere vurderingsmetoder ovenfor (følsomhedsanalyse) (side 33)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport

når der sker ændringer i anvendelsen af el (side 33 nederst)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 58)

betydningen af valget af naturgas bør tjekkes ved gennemregning baseret på kulkraft; de nuancerer dit valg og viser konsekvensen (og det tager ikke lang tid) (side 34)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport i følsomhedsanalysen i afsnit 8.5

afbrænding af affald fortrænger anden kilde til fjernvarme dvs der pumpes den sammen mængde vand rund og der er det samme varmetab; derfor skal det ikke medtages (side 35)

Dette er der taget højde for i den endelige LCA-rapport (s. 60)

al transport bør vel være i kgkm? (side 37)

Årsagen til at al transport ikke er i kgkm er, at data leveret fra R98 er i km. Dette er så efterfølgende omregnet ved at inddrage lastkapaciteten og fyldningsgraden på R98's biler.

ny grænseværdi for bly i slagge kan påvirke mulighederne for genanvendelse markant; du bør tjekke dette med fx DAKOFA og Miljøstyrelsen (side 39)

Dette er der **ikke** taget højde for i LCA-rapporten. Hvis en ny grænseværdi for bly nedsætter mulighederne for genanvendelse af jern i slaggen, så vil det medføre, at miljøgevinsten i forsøgsordningen og scenarierne bliver større.

har du tjekket med DTU, om de har mere anlægsspecifikke data? (side 39)

Dette er der **ikke** taget højde for i LCA-rapporten

7 + 3 anlæg giver 10; hvad med anlæg nr. 11? (note side 41)

Denne kommentar er ikke mere relevant, da den vedrører gennemsnitlige data for affaldsforbrænding i DK. I den endelige LCA anvendes anlægsspecifikke data for affaldsforbrænding i København.

flere steder: der savnes angivelse af usikkerheder på de anført emissionstal – hvis du ikke har sådanne data bør det anføres (side 43 mm)

Dette er der **ikke** taget højde for i LCA-rapporten

hvis både DOKA og Ecoinvent angiver 66% som oxidering, kan begge bruges som kilde! (side 42 og 43)

Tallene for oxidering vedrører energifremstilling. Ecoinvent anvendes udelukkende som kilde på emissioner fra forbrændingsproces og ikke energifremstilling ved affaldsforbrænding. Derfor angives kun DOKA som reference.

du bør tjekke data for Ecoinvent med DTU's database?! (side 44)

Dette er der **ikke** taget højde for i LCA-rapporten

slagge som ovenfor (bly) (side 44)

Dette er der **ikke** taget højde for i LCA-rapporten

90% af 85% er 77% - ikke 76% (afrundingsfejl) (side 44)

Dette har ingen effekt på nogen resultater.

der mangler reference på oplysningen om, at der ikke er overskud af skår i Sydeuropa (side 46)

Dette er baseret ud fra en antagelse om, at den store eksport af vin fra Sydeuropa medfører, at der bruges langt mere glas til emballering af vin til både hjemme- og eksportmarked, end der indsamles til genanvendelse

der bør anføres en reference til en flaskeskyller for fravalget af brug af data for øl og sodavandsflasker ift vinflasker (side 47)

Dette er der **ikke** taget højde for i LCA-rapporten

usikkerhed på anvendte glasdata bør beregnes og anføres (side 50)

Dette er der **ikke** taget højde for i LCA-rapporten

du bør kontakte Holmegaard og få bekræftelse på de 1% spild (side 51)

Dette er der **ikke** taget højde for i LCA-rapporten

argumentationen om fortrængning af PET med 1 til 1 bør forbedres; du har to kilder, som siger noget forskelligt, og du vælger at bruge den ene uden argumentation (side 56); tilsvarende gælder, hvad den genvundne PET bruges til – hvis der fortrænges tekstiler, bør ændringer i disse produktioner medtages?! smlg også med argumentationen under tabel 5.x (side 59)

Dette er der **ikke** taget højde for i LCA-rapporten

en beregning på usikkerhed ved anvendte PET data bør anføres (side 58)

Dette er der **ikke** taget højde for i LCA-rapporten

hvordan er der taget højde for genanvendelse af slagge, hvis der ikke godskrives? (side 64); smlg sidste afsnit s. 66

Miljøpåvirkning fra genanvendelse af slagge fra oparbejdning af stål indgår med en miljøpåvirkning = 0. Da genanvendelse typisk vil være anvendelse til fyldmateriale, vil det sandsynligvis være sand og grus, der fortrænges. Miljøpåvirkningen inkludering af dette vil være uden betydning i beregningerne.

argumentet for ikke at bruge CH emissioner bør uddybes;

Argumentet findes s. 65

den tomme bil kører retur, men det brændstoffsforbrug medregnes ikke? (side 71)

Dette er der taget højde for i LCA-rapporten (s. 55, 56 og 73)

Dette vedrører transport af indsamlet affald til oparbejdning. Glasflasker vaskes og genbruges i Sydfrankrig, glasskår oparbejdes i Portugal/Spanien, PET og PE-HD oparbejdes i Tyskland og Kina, stål oparbejdes i Tyskland og aluminium oparbejdes i Danmark. Det er i forbindelse med transport af disse affaldsfraktioner antaget, at lastbilerne/skibene ikke kører/sejler tomme tilbage. Dog vil de i visse tilfælde vil køre/sejle tomme tilbage. Der regnes med en udnyttelsesgrad på 70% for lastbiler og 75% for skibe, hvilket også dækker over, at de i visse tilfælde kører/sejler tomme.

kører R98 rundt indtil bilen er fuld (m3 eller kg) eller indtil kuberne på ruten er tømt? jeg ville tro det sidste

Bilerne kører jf. s. 73 i distriktet indtil de er fulde eller til distriktet er tømt, herefter returnerer de til R98.

2 udgave 10. juni 2005 - kap. 6 og frem

undgåede miljøpåvirkninger er et bedre ordvalg end miljøbesparelser (125)

Dette er der taget højde for i LCA-rapporten

der kunne godt være et kort afsnit om udviklingen indenfor toksicitetsvurdering (EDIP 2003 og IMPACT 2002+) – en af grundene til usikkerhederne ift de mere traditionelle påvirkninger er måske valget af en "gammel" metode (om end den ligger til grund for meget af de nye) (128)

Dette er der **ikke** taget højde for i LCA-rapporten

der opnås ikke besparelser i toksicitet, men reduktioner! (129) (med mange flere)

Dette er der taget højde for i LCA-rapporten

besparelser i **forbrug** af naturgas (130) – ligesom besparelser i forbrug af olie

Dette er der taget højde for i LCA-rapporten

usignifikant = insignifikant (132) eller uden betydning på dansk...

EcoInvent regner vist med 1,03 kg retur pr. 1 kg primær ved genanvendelse; 5,9 ift 5,3 giver 1,11 – kan du forklare denne forskel? (side 138)

Dette skyldes, at der i oparbejdningsprocessen af de 5,9 tons aluminiumdåser tabes 10% (jf. s. 118).

"opskaleringen" udfra interview med 200 borgere og de mindre mængder ved eftervejningen udgør de største potentielle fejkilder i undersøgelsen (side 154); følsomhedsanalysen diskuterer dette, men i konklusionen er denne usikkerhed IKKE omtalt (side 14) – dette bør tilføjes

Dette er der taget højde for i LCA-rapporten (s. 14 og 183)

valget af marginal elproduktion kan diskuteres – hvis marginal el til fremstilling af primær aluminium er kulel og ikke det anvendte mix, vil der være store ændringer i resultaterne; det vil være en god idé at vende den anvendte argumentation med Weidema, så fortolkningen af marginal elproduktion er i overensstemmelse med metodeprojektets anvisninger

Det anvendte mix er i overensstemmelse med Weidema (2003) og Weidema (1999).

kap. 9 er eksemplarisk!

konklusion og resume er "ens" – ikke yderligere kommentarer