Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen

Nr. 62 1995

Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke

Hovedrapport

Miljø- og Energiministeriet **Miljøstyrelsen**

Ex. 2

Erstatningsekts.
7/8-97

10167

Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen
Nr. 62 1995

Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke

Hovedrapport

Kirsten Pommer og Marianne Suhr Wesnæs
Rendan A/S

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEK
STRANDGADE 56
1401 KØBENHAVN K.

Miljø- og Energiministeriet **Miljøstyrelsen**

Denne rapport er en del af afrapporteringen af projektet: Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke.

Afrapporteringen består af:

* Emballager til øl og læskedrikke - miljømæssig kortlægning
  Hovedrapport

* Emballager til øl og læskedrikke - miljømæssig kortlægning
  Delrapport 1: Genpåfyldelige glasflasker

* Emballager til øl og læskedrikke - miljømæssig kortlægning
  Delrapport 2: Engangsflasker af glas

* Emballager til øl og læskedrikke - miljømæssig kortlægning
  Delrapport 3: Aluminiumsdåser

* Emballager til øl og læskedrikke - miljømæssig kortlægning
  Delrapport 4: Ståldåser

* Emballager til øl og læskedrikke - miljømæssig kortlægning
  Delrapport 5: Genpåfyldelige PET-flasker

* Emballager til øl og læskedrikke - miljømæssig kortlægning
  Delrapport 6: Engangsflasker af PET

* Emballager til øl og læskedrikke - miljømæssig kortlægning
  Delrapport 7: Transport og energifremstilling - beregningsgrundlag for kortlægningen

Rapporten er udarbejdet med tilskud fra Rådet vedr. genanvendelse og mindre forurenende teknologi.

De fremsatte synspunkter dækkes ikke nødvendigvis af Rådet eller Miljøstyrelsen.

Indhold

1 Introduktion *13*
1.1 Formål *13*
1.2 Baggrund *14*
1.3 Projektets gennemførelse *16*
1.4 Anvendelse af rapporten *17*
1.5 Rapportering *18*
1.5.1 Rapporteringens struktur 18
1.5.2 Hovedrapportens opbygning 18

2 Resumé *21*
2.1 Metode *21*
2.1.1 Generelle principper 21
2.1.2 Systemafgrænsning 24
2.1.3 Kortlagte parametre 25
2.1.4 Forudsætninger og begrænsninger 27
2.1.5 Udeladelser 28
2.1.6 Data 29
2.1.7 Kvalitetssikring 30
2.2 Kortlagte emballager *30*
2.2.1 Emballagemængder 30
2.2.2 Usikkerhed og variation 31
2.3 Emballager til øl *33*
2.3.1 Materialeforbrug 33
2.3.2 Energiforbrug 34
2.3.3 Emissioner til luft og vand 36
2.3.4 Affald 37
2.4 Emballager til læskedrik *39*
2.4.1 Materialeforbrug 39
2.4.2 Energiforbrug 40
2.4.3 Emissioner til luft og vand 42
2.4.4 Affald 44

3 Metode *47*
3.1 Generelle principper *47*
3.2 Kortlægningens mål *50*
3.2.1 Anvendelse af resultater 50
3.2.2 Parter, der har været inddraget 51
3.3 Definition af systemer *52*
3.3.1 Inddeling i livscyklustrin 52
3.3.2 Funktionel enhed 53
3.3.3 Retursystemer 54
3.3.4 Returprocenter 56
3.3.5 Systemafgrænsning 57
3.3.6 Allokeringsprincipper 59
3.4 Kortlagte systemer 60
3.5 Kortlagte parametre 62
3.5.1 Materialeforbrug 63

3.5.2 Energi 64
3.5.3 Emissioner 65
3.5.4 Affald 65
3.6 Forudsætninger og antagelser *66*
3.7 Datakvalitet *67*
3.7.1 Dataindsamling 67
3.7.2 Usikkerheder 71
3.7.3 Bearbejdning af data 72
3.8 Kvalitetssikring *73*

4 Allokering *75*
4.1 Udvalgte principper for "open-loop" allokering *76*
4.2 Hovedstrømme i de behandlede systemer *80*
4.3 Allokering for emballagesystemer *83*
4.3.1 Genpåfyldelige grønne glasflasker 84
4.3.2 Genpåfyldelige klare flasker 85
4.3.3 Engangsflasker af grønt glas til øl 85
4.3.4 Engangsflasker af klart glas til læskedrik 86
4.3.5 Aluminiumsdåser 86
4.3.6 Ståldåser 87
4.3.7 Genpåfyldelige flasker af PET 88
4.3.8 Engangsflasker af PET 89
4.4 Vurdering af allokeringsprincipper *89*

5 Genpåfyldelig glasflaske til øl *95*
5.1 Introduktion *95*
5.1.1 Systembeskrivelse 95
5.1.2 Forudsætninger 99
5.1.3 Afgrænsninger 99
5.2 Resultater *100*
5.2.1 Materialer 100
5.2.2 Energi 103
5.2.3 Emissioner til luft 106
5.2.4 Emissioner til vand 107
5.2.5 Affald 108
5.3 Vurdering af kortlægningen *110*
5.3.1 Udgangspunkt 110
5.3.2 Triptal 111
5.3.3 Manglende data 111
5.3.4 Usikkerheder 112
5.3.5 Følsomhedsanalyse af energiforbrug 114
5.4 Nøgletal *119*
5.4.1 Materialeforbrug 119
5.4.2 Energiforbrug 120
5.4.3 Emissioner og affald 121

6 Genpåfyldelig glasflaske til læskedrik *123*
6.1 Introduktion *123*
6.1.1 Systembeskrivelse 123
6.1.2 Forudsætninger 126

6.1.3 Afgrænsninger 126
6.2 Resultater *127*
6.2.1 Materialer 127
6.2.2 Energi 130
6.2.3 Emissioner til luft 133
6.2.4 Emissioner til vand 134
6.2.5 Affald 135
6.3 Vurdering af kortlægningen *136*
6.3.1 Generelle forhold 136
6.3.2 Følsomhedsanalyse af energiforbrug 136
6.4 Nøgletal *141*
6.4.1 Materialeforbrug 142
6.4.2 Energiforbrug 142
6.4.3 Emissioner og affald 144

7 Engangsflaske af glas til øl *145*
7.1 Introduktion *145*
7.1.1 Systembeskrivelse 145
7.1.2 Forudsætninger 149
7.2 Resultater *149*
7.2.1 Materialer 149
7.2.2 Energi 153
7.2.3 Emissioner til luft 155
7.2.4 Emissioner til vand 156
7.2.5 Affald 157
7.3 Vurdering af kortlægningen *158*
7.3.1 Udgangspunkt 158
7.3.2 Returprocent 159
7.3.3 Manglende data 160
7.3.4 Usikkerheder 160
7.3.5 Følsomhedsanalyse af energiforbrug 162
7.4 Nøgletal *166*
7.4.1 Materialeforbrug 166
7.4.2 Energiforbrug 167
7.4.3 Emissioner og affald 168

8 Engangsflaske af glas til læskedrik *171*
8.1 Introduktion *171*
8.1.1 Systembeskrivelse 171
8.1.2 Forudsætninger 174
8.2 Resultater *174*
8.2.1 Materialer 174
8.2.2 Energi 176
8.2.3 Emissioner til luft 179
8.2.4 Emissioner til vand 180
8.2.5 Affald 181
8.3 Vurdering af kortlægningen *182*
8.3.1 Generelle forhold 182
8.3.2 Følsomhedsanalyse af energiforbrug 183
8.4 Nøgletal *187*

8.4.1 Materialeforbrug 187
8.4.2 Energiforbrug 188
8.4.3 Emissioner og affald 189

9 Dåser af aluminium *191*
9.1 Introduktion *191*
9.1.1 Systembeskrivelse 191
9.1.2 Forudsætninger 197
9.1.3 Afgrænsninger 198
9.2 Resultater *199*
9.2.1 Materialer 199
9.2.2 Energi 203
9.2.3 Emissioner til luft 208
9.2.4 Emissioner til vand 209
9.2.5 Affald 210
9.3 Vurdering af kortlægningen *213*
9.3.1 Udgangspunkt 213
9.3.2 Returprocent 214
9.3.3 Manglende data 214
9.3.4 Usikkerheder 214
9.3.5 Følsomhedsanalyse af energiforbrug 215
9.4 Nøgletal *223*
9.4.1 Materialeforbrug 224
9.4.2 Energiforbrug 224
9.4.3 Emissioner og affald 226

10 Dåser af stål *229*
10.1 Introduktion *229*
10.1.1 Systembeskrivelse 229
10.1.2 Forudsætninger 235
10.1.3 Afgrænsninger 236
10.2 Resultater *236*
10.2.1 Materialer 237
10.2.2 Energi 241
10.2.3 Emissioner til luft 245
10.2.4 Emissioner til vand 247
10.2.5 Affald 248
10.3 Vurdering af kortlægningen *250*
10.3.1 Udgangspunkt 250
10.3.2 Returprocent 250
10.3.3 Manglende data 251
10.3.4 Usikkerheder 251
10.3.5 Følsomhedsanalyse af energiforbrug 252
10.4 Nøgletal 258
10.4.1 Materialeforbrug 258
10.4.2 Energiforbrug 259
10.4.3 Emissioner og affald 261

11 Genpåfyldelige PET-flasker *263*
11.1 Introduktion *263*

11.1.1 Systembeskrivelse 263
11.1.2 Forudsætninger 267
11.1.3 Afgrænsninger 268
11.2 Resultater *269*
11.2.1 Materialer 270
11.2.2 Energi 274
11.2.3 Emissioner til luft 279
11.2.4 Emissioner til vand 280
11.2.5 Affald 281
11.3 Vurdering af kortlægningen *283*
11.3.1 Udgangspunkt 283
11.3.2 Returprocent 284
11.3.3 Manglende data 284
11.3.4 Usikkerheder 285
11.3.5 Følsomhedsanalyse af energiforbrug 286
11.4 Nøgletal *293*
11.4.1 Materialeforbrug 293
11.4.2 Energiforbrug 294
11.4.3 Emissioner og affald 296

12 Engangs-PET-flaske *299*
12.1 Introduktion *299*
12.1.1 Systembeskrivelse 299
12.1.2 Forudsætninger 302
12.1.3 Afgrænsninger 303
12.2 Resultater *304*
12.2.1 Materialer 304
12.2.2 Energi 308
12.2.3 Emissioner til luft 312
12.2.4 Emissioner til vand 313
12.2.5 Affald 315
12.3 Vurdering af kortlægningen *317*
12.3.1 Generelle forhold 317
12.3.2 Følsomhedsanalyse af energiforbrug 317
12.4 Nøgletal *323*
12.4.1 Materialeforbrug 323
12.4.2 Energiforbrug 324
12.4.3 Emissioner og affald 326

13 Emballager til øl *329*
13.1 Introduktion *329*
13.1.1 Emballagesystemerne 330
13.1.2 Kortlægning 332
13.1.3 Allokering 334
13.1.4 Forudsætninger og antagelser 337
13.1.5 Udeladelser 338
13.1.6 Variation og usikkerhed 339
13.2 Materialeforbrug *341*
13.2.1 Emballagemængder 341
13.2.2 Råvareforbrug 342

13.2.3 Diskussion 346
13.3 Direkte energiforbrug *347*
13.3.1 Introduktion 347
13.3.2 Energiopgørelse 348
13.3.3 Energityper 352
13.3.4 Diskussion 356
13.4 Fremstilling af energi *357*
13.4.1 Introduktion 357
13.4.2 Forbrug af energiressourcer 358
13.5 Emissioner til luft og vand *360*
13.5.1 Introduktion 360
13.5.2 Emissioner til luft 361
13.5.3 Emissioner til vand 367
13.5.4 Diskussion 371
13.6 Affald *373*
13.6.1 Introduktion 373
13.6.2 Kasserede emballager 374
13.6.3 Procesaffald 375
13.6.4 Diskussion 378
13.7 Ændringer i energiforsyning *379*
13.7.1 Energiscenarier 379
13.7.2 Luftbårne emissioner 381
13.7.3 Vandbårne emissioner 383
13.7.4 Affald 384
13.7.5 Diskussion 384

14 Emballager til læskedrik *387*
14.1 Introduktion *387*
14.1.1 Emballagesystemerne 388
14.1.2 Kortlægning 390
14.1.3 Allokering 390
14.1.4 Forudsætninger og antagelser 392
14.1.5 Udeladelser 392
14.1.6 Variation og usikkerhed 392
14.2 Materialeforbrug *394*
14.2.1 Emballagemængder 394
14.2.2 Råvareforbrug 395
14.2.3 Diskussion 399
14.3 Direkte energiforbrug *400*
14.3.1 Introduktion 400
14.3.2 Energiopgørelse 401
14.3.3 Energityper 406
14.3.4 Diskussion 409
14.4 Fremstilling af energi 410
14.4.1 Introduktion 410
14.4.2 Forbrug af energiressourcer 411
14.5 Emissioner til luft og vand *413*
14.5.1 Introduktion 413
14.5.2 Emissioner til luft 414
14.5.3 Emissioner til vand 421

14.5.4 Diskussion 425
14.6 Affald *427*
14.6.1 Introduktion 427
14.6.2 Kasserede emballager 428
14.6.3 Procesaffald 430
14.6.4 Diskussion 433
14.7 Ændringer i energiforsyning *434*

15 Summary *435*
15.1 Methodology *435*
15.1.1 General principles 435
15.1.2 System boundaries 438
15.1.3 The inventory 439
15.1.4 Assumptions and limitations 441
15.1.5 Omissions 442
15.1.6 Data 443
15.1.7 Quality assurance 443
15.2 Packaging included in the study *444*
15.2.1 Quantities 444
15.2.2 Uncertainty and variations 445
15.3 Beer containers *447*
15.3.1 Consumption of materials 447
15.3.2 Consumption of energy 448
15.3.3 Emissions to air and water 451
15.3.4 Waste 452
15.4 Soft drinks containers *454*
15.4.1 Consumption of materials 454
15.3.2 Consumption of energy 455
15.4.3 Emissions to air and water 457
15.4.4 Waste 459

16 Referencer *465*

Bilag 1 Data for allokering *465*
1.1 Genpåfyldelige 33 cl grønne flasker til øl *465*
1.2 Genpåfyldelige klare flasker til læskedrik *467*
1.3 Engangsflasker af grønt glas til øl *469*
1.4 Engangsflasker af klart glas til læskedrik *470*
1.5 Aluminiumsdåser *472*
1.6 Ståldåser *474*
1.7 Genpåfyldelige PET-flasker *478*
1.8 Engangsflasker af PET *480*

Bilag 2 Usikkerhedsberegninger *485*
2.1 Principper for usikkerhedsberegning *485*
2.2 Antagelser og forudsætninger *485*
2.3 Genpåfyldelige 33 cl grønne glasflasker *486*
2.4 Genpåfyldelige 25 cl klare glasflasker *488*
2.5 Grønne 33 cl engangsflasker af glas *489*
2.6 Klare 33 cl engangsflasker af glas *489*

2.7 Aluminiumsdåser *490*
2.8 Ståldåser *493*
2.9 Genpåfyldelige PET-flasker *495*
2.10 Engangsflasker af PET *498*
2.11 Usikkerheder på energiberegninger *499*

Bilag 3 Ændringer i elektricitetsproduktion *501*
3.1 Baggrund *501*
3.2 Luftbårne emissioner *504*
3.3 Vandbårne emissioner *507*
3.4 Affald *509*

Forord

Projektet, Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke, er udarbejdet af Rendan A/S i perioden marts 1993 til oktober 1995. En gruppe med repræsentanter for Cowiconsult AS, Chalmers Industriteknik, Sverige, og Stiftelsen Østfoldforskning, Norge, har i december 1993 foretaget kvalitetssikring af den foreløbige rapport vedrørende emballager til øl. Rendan A/S har i det efterfølgende arbejde bl.a. fulgt op på en række anbefalinger i kvalitetsrapporten.

Kortlægningen omfatter genpåfyldelige emballager og engangsemballager, der materialegenvindes. Alle forudsættes at indgå i et pant- og retursystem.

Rapporteringen består af nærværende hovedrapport samt 7 delrapporter.

I hovedrapporten er anvendte metoder, generelle forudsætninger og begrænsninger beskrevet. Desuden fremgår resultaterne af kortlægningen samt sammenstilling af disse resultater for henholdsvis emballage til øl og for emballager til læskedrikke.

Seks delrapporter indeholder beskrivelser, forudsætninger og antagelse samt datagrundlag for systemer med henholdsvis genpåfyldelige glasflasker, engangsflasker af glas, aluminiumsdåser, ståldåser, genpåfyldelige PET-flasker samt engangsflasker af PET. Den syvende delrapport indeholder forudsætninger og datagrundlag for transport og energifremstilling.

Kortlægningen kan anvendes til at belyse, hvorfra i de forskellige emballagesystemers livscyklus, der er bidrag til væsentlige emissioner, forbrug af materialer og energi samt affaldsmængder.

Kortlægningen kan også anvendes som indikator for udvalgte miljøbelastninger, som enkeltvis kan sammenstilles mellem de forskellige emballagesystemer. Der kan dog ikke på baggrund af sammenstilling af enkeltparametre drages overordnede, miljømæssige konklusioner.

Kortlægningen kan således ikke anvendes til at udpege det emballagesystem, der har den laveste miljøbelastning opgjort for forskellige miljømæssige effektkatagorier. I givet fald må nærværende kortlægning suppleres med en effektvurdering.

1 Introduktion

1.1 Formål

Formålet med det samlede projekt er at kortlægge de miljømæssige forhold for det eksisterende retursystem for emballager til øl og læskedrik i Danmark. Det eksisterende system sammenstilles endvidere med alternative emballagesystemer.

Den miljømæssige kortlægning er metodemæssigt baseret på livscyklusprincipper og kan betragtes som første trin i en livscyklusvurdering (jf. SETAC´s "Code of Practice").

Nærværende projekt omfatter den miljømæssige kortlægning af emballager til øl og læskedrik.

Valg af emballagesystemer

Der tages udgangspunkt i det eksisterende danske retursystem, som det fungerer i dag. Emballagerne pålægges en pant, som forbrugeren får tilbage mod returnering af den tomme emballage. De danske systemer omfatter flasker af glas til øl og læskedrik samt plastflasker til læskedrik. Emballagerne returneres, skylles og genpåfyldes.

Ved valg af alternative emballagesystemer er der taget udgangspunkt i de emballagesystemer, der i dag eksisterer i Danmarks nabolande. Der er opstillet en vigtig forudsætning: Alle de alternative emballagesystemer er opstillet som retursystemer med pant i lighed med det danske retursystem.

Emballager til øl

For emballager til øl er der taget udgangspunkt i de eksisterende retursystemer for engangsemballager fra Sverige: aluminiumsdåser og engangsflasker af glas.

Der er desuden opstillet et retursystem for ståldåser til øl. Ståldåser anvendes i Tyskland og England, men dog ikke i et retursystem med pant. Der er valgt at benytte de mest almindelige emballagestørrelser. Følgende emballager er kortlagt for øl:

- Genpåfyldelige glasflasker, grønt glas (33 cl).
- Engangsflasker af grønt glas, der materialegenvindes (33 cl).
- Aluminiumsdåser, der materialegenvindes (33 cl og 50 cl).
- Ståldåser, der materialegenvindes (33 cl og 50 cl).

Emballager til læskedrik

For emballager til læskedrik tages der udgangspunkt i de eksisterende danske retursystemer for genpåfyldelige flasker af glas og PET.

Da 1,5 liters PET-flasken stort set har udkonkurreret 1-liters glasflasken på det danske marked, vil sidstnævnte ikke blive medtaget i kortlægningen.

De alternative emballagesystemer er ligeledes valgt med udgangspunkt i engangsemballager fra Sverige: aluminiumsdåser og engangsflasker af glas, samt ståldåser fra Tyskland. Der er valgt de mest almindelige emballagestørrelser.

Følgende emballager er kortlagt for læskedrikke:

- Genpåfyldelige glasflasker, klart glas (25 cl).
- Engangsflasker af klart glas, der materialegenvindes (33 cl).
- Aluminiumsdåser, der materialegenvindes (33 cl og 50 cl).
- Ståldåser, der materialegenvindes (33 cl og 50 cl).
- Genpåfyldelige flasker af PET, der materialegenvindes (50 cl og 1,5 liter).
- Engangsflasker af PET, der materialegenvindes (50 cl og 1,5 liter).

1.2 Baggrund

Det eksisterende system

Det danske retursystem til øl og læskedrikke er et retursystem, hvor over 98% af de tomme emballager returneres til detailledet af forbrugerne. Systemet for glasflasker indebærer en genanvendelse på næsten 100%, idet flaskerne ved kassation på bryggeriet går til Holmegaards Glasværker og bruges som råvarer til fremstilling af nye glasflasker. De danske standard returflasker til øl og læskedrikke har en levetid på over 4 år, og når at blive genpåfyldt mere end 33 gange i gennemsnit. De genpåfyldelige PET-flasker til læskedrik returneres og genpåfyldes 20 eller flere gange i gennemsnit.

Undersøgelse af emballager i 1970'erne

En amerikansk kvantitativ sammenlignende miljøundersøgelse af engangs- og returemballager (Midwest Research Institute) viste i slutningen af 1970'erne, at en genpåfyldelig glasflaske, der returneres og genpåfyldes mere end 20 gange, var alle andre emballager overlegne.

EF-dommen 1988

Den danske regering fandt det derfor ikke nødvendigt at lave yderligere udredninger i forbindelse med EF-retssagen i 1988 mod den danske bekendtgørelse for øl og læskedrikke, der blandt andet forbyder markedsføring af øl og læskedrikke i metaldåser. Det blev dengang vurderet, at selv om forudsætningerne blev overført til danske forhold, ville det ikke ændre resultatet væsentligt.

Den danske regering fik da også medhold i retssagen; men i præmisserne for dommen fremgik det, at en af grundene til, at Danmark fik lov at opretholde godkendelsesordningen var, at EF ikke havde en samlet miljøpolitik på emballageområdet.

EF-kommissionen fremsendte i juli 1992 et forslag til et direktiv for emballager og emballageaffald til ministerrådet. I december 1993 fastlagde Ministerrådet en fælles holdning til forslaget. Den endelige vedtagelse af direktivet fandt sted i december 1994. Direktivet skal være implementeret i sommeren 1997.

Siden 1970'erne er der sket en væsentlig udvikling på emballageområdet. På baggrund heraf og forslaget til et kommende direktiv er der blevet stillet spørgsmålstegn ved, om resultaterne fra tidligere undersøgelser stadig giver et korrekt billede af de miljømæssige fordele ved genpåfyldelige glasflasker sammenlignet med alternative emballageformer.

Livscyklusvurderinger

Af EF-Kommissionens forslag til et emballagedirektiv fremgår det, at livscyklusvurderinger foreslås at være et middel til at vurdere hvilke emballageudviklinger, der skal fremmes hhv. hæmmes.

I Sverige har regeringen gennemført livscyklusvurderinger af emballager i forbindelse med forberedelsen af en handlingsplan for emballager til Riksdagen.

Forprojekt

I Danmark blev det i sommeren 1992 besluttet at gennemføre et indledende projekt for at indsamle viden om eksisterende relevante miljøvurderinger og livscyklusanalyser for emballager til øl- og læskedrikke, samt foretage en indledende beskrivelse af det i Danmark eksisterende retursystem og forslag til relevante alternativer.

I den indledende litteratur- og kildeundersøgelse blev det bekræftet, at der internationalt arbejdes med at udvikle livscyklusmetoden, og at der foretages miljøvurderinger af emballager og emballagematerialer. Omkring 40% af alle LCA-projekter vedrører emballager. Det samme viser en omfattende oversigt over gennemførte livscyklusvurderinger, der er en del af Nordisk Ministerråds projekt 1992:9 "Product Life Cycle Assessment".

Sammenfattende kunne det dog konstateres, at der hverken i Danmark eller i udlandet er gennemført kortlægninger og vurderinger, der, uden supplerende dataindsamling og vurdering, kan danne grundlag for en samlet miljømæssig vurdering af det danske returemballagesystem sammenlignet med alternative systemer.

1.3 Projektets gennemførelse

Projektet er gennemført af Rendan A/S med akademiingeniør Kirsten Pommer som projektleder.

Projektet er gennemført med 100% tilskud fra Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi.

Projektet er blevet gennemført i perioden marts 1993 til april 1995. Projektet er gennemført i tre dele. Første del omfattede en kortlægning af emballager til øl. Efter denne del blev der gennemført en ekstern kvalitetssikring. Anden del omfattede en kortlægning af emballager til læskedrikke. Den tredje del omfattede supplering af de to kortlægninger på basis af anbefalingerne fra kvalitetssikringen, hvor hovedvægten blev lagt på opdatering af datagrundlaget for ståldåser samt opgørelse af primær energi for alle emballagesystemer.

Data til projektet er blevet indsamlet gennem hele projektperioden. Grundlaget for kortlægning af emballager til øl er primært blevet indsamlet i perioden 1. januar til 1. april 1993, hvorefter der er sket en bearbejdning og rapportering af det indsamlede materiale. Grundlaget for kortlægning af emballager til læskedrikke er primært blevet indsamlet i perioden 15. september til 1. december 1993, hvorefter det indsamlede materiale er blevet bearbejdet. Supplerende data for ståldåser samt grundlæggende data omkring opgørelse af energi er blevet indsamlet i perioden 1. marts til 1. oktober 1994.

Projektets resultater er løbende blevet kommenteret af relevante parter, der har bidraget med data. Samtlige kontakter er anført i referencelisterne i delrapporterne. I uddrag kan nævnes:

Carlsberg A/S
Holmegaards Glasværker
PLM Fosie, Sverige
Gränges, Sverige
Sollac S.A., Frankrig
Danske Læskedrik Fabrikanter
Bryggeriforeningen
A/S Dadeko
Coca-Cola, Danmark og Coca-Cola International
Holmia A/S
Hoechst, Danmark og Tyskland

I anden sammenhæng har Miljøstyrelsen med støtte fra Rådet vedr. Genanvendelse og mindre forurenende teknologi haft nedsat en ERFA-gruppe med det formål, at udveksle viden om miljøvurderinger. På et møde i denne gruppe (juni 1993) er de grundliggende principper og metoder for nærværende projekt blevet diskuteret.

Den foreløbige rapport "Miljømæssig kortlægning af emballager til øl" (Arbejdsrapport nr. 31, 1994) har endvidere været forelagt uafhængige eksperter i december 1993, der har gennemført en kvalitetssikring. En række forhold, der er kommenteret i kvalitetsrapporten, er blevet indarbejdet.

De forhold, der er blevet ændret i forhold til den foreløbige rapport, er kvalitetssikret på principielt niveau, se afsnit 2.1.7.

1.4 Anvendelse af rapporten

Kortlægningen i denne rapport opgør kun de definerede ind- og udgående strømme for de undersøgte systemer, hvilket svarer til første fase af en samlet livscyklusvurdering, også kaldet "Inventoty" fasen.

En miljømæssig sammenligning af de kortlagte systemer alene på grundlag af kortlægningen har ikke megen værdi i sig selv, da kortlægningen ikke siger noget om, hvilket af systemerne der har den laveste miljøbelastning opgjort for forskellige miljømæssige effektkategorier. Denne fase kaldes også "Impact Assessment" fasen (effektvurdering).

Effektvurderingsfasen er ikke færdigudviklet metodemæssigt. Udviklingen af metoden er dog kommet så langt, at den tyske miljøstyrelse UBA (Umweltbundesamt) i 1994 har gennemført en "Impact assessment" med henblik på at kunne sammenligne miljøeffekterne for genpåfyldelige emballager til øl og mælk med tilsvarende engangsemballager.

På baggrund af de opgjorte effekter for de valgte kategorier har UBA vurderet de undersøgte emballager på baggrund af den betydning, UBA tillægger de forskellige miljøeffekter. Resultatet vil i foråret 1995 blive lagt frem til offentlig debat og vil indgå i den samlede beslutningsproces i hvilket omfang der skal indføres kvoter for genpåfyldelige emballager, med henblik på at nå de målene i emballage-forordningen.

Sammenlignet med fremgangsmåden i UBAs undersøgelse vil denne kortlægning derfor ikke kunne anvendes til at påvise, at et af de i denne rapport kortlagte systemer miljømæssigt set er bedre end de andre.

Kortlægningen kan anvendes til at belyse, hvor i de forskellige emballagesystemers livscyklus, de største bidrag til væsentlige emissioner, forbrug og affaldsmængder kommer.

Kortlægningen kan endvidere anvendes som indikator for udvalgte miljøbelastninger, og enkeltvis kan disse sammenstilles mellem de forskellige emballagesystemer. Man skal dog være varsom med sammenstillingen, og ikke på baggrund af enkeltparametre drage overordnede, miljømæssige konklusioner.

1.5 Rapportering

1.5.1 Rapporteringens struktur

Rapporteringen af projektet omfatter nærværende hovedrapport, hvor projektets resultater er samlet. Hovedrapporten beskriver de anvendte metoder, generelle forudsætninger og begrænsninger. Der er foretaget en præsentation og sammenstilling af kortlægningens resultater dels for emballager til øl og dels for emballager til læskedrikke.

Beskrivelser og grundlæggende opgørelser for de 6 typer af emballager: Genpåfyldelige glasflasker, engangsflasker af glas, aluminiumsdåser, ståldåser, genpåfyldelige PET-flasker samt engangsflasker af PET er samlet i delrapporter.

En særskilt delrapport omhandler forudsætninger og baggrundsmateriale for transport og energiopgørelser.

1.5.2 Hovedrapportens opbygning

Resumé

I kapitel 2 opsummeres de væsentligste forhold omkring de opstillede emballagesystemer.

Metode

I rapportens kapitel 3 er den anvendte metode beskrevet. Kortlægningens mål og de enkelte systemer præsenteres. De kortlagte parametre samt de valgte forudsætninger og antagelser begrundes.

Grunddata vedrørende energi samt opgørelse af energi er samlet i delrapport 7 og er kun kort behandlet i kapitel 3.

Da valg af allokeringsprincipper har afgørende betydning for kortlægningens resultater, er der redegjort for disse forhold særskilt i kapitel 4.

Genpåfyldelige flasker

I kapitel 5 opridses systembeskrivelsen samt resultater for 33 cl grønne genpåfyldelige flasker til øl. I kapitel 6 er 25 cl klare genpåfyldelige flasker behandlet. Dette er på basis af delrapport 1, der omfatter det grundlæggende datamateriale til kortlægningen af genpåfyldelige glasflasker, 33 cl grønne flasker til øl og 25 cl klare flasker til læskedrik.

Engangsflasker af glas I kapitel 7 er systembeskrivelse samt kortlægningens resultater præsenteret for engangsglasflasker til øl og i kapitel 8 er resultaterne for engangsglasflasker til læskedrik præsenteret. Dette er på basis af delrapport 2, der omfatter beskrivelse af kortlægningen af et retursystem for engangsglasflasker, der materialegenvindes. Beskrivelsen omfatter 33 cl grønne flasker til øl og 33 cl klare flasker til læskedrikke.

Aluminiumsdåser Kapitel 9 omfatter kortlægningens resultater for aluminiumsdåser, 33 cl og 50 cl dåser, der materialegenvindes. Emballagen anvendes både til øl og læskedrikke. I delrapport 3 beskrives det grundliggende datamateriale for kortlægningen.

Stål-dåser Kapitel 10 omfatter kortlægningens resultater for ståldåser, 33 cl og 50 cl dåser, der materialegenvindes. Emballagen anvendes både til øl og læskedrikke. I delrapport 4 beskrives det grundliggende datamateriale for kortlægningen.

Genpåfyldelige PET-flasker Kapitel 11 omfatter kortlægningens resultater for genpåfyldelige PET-flasker til læskedrikke. Kortlægningen omfatter 0,5 liter og 1,5 liter emballager. I delrapport 5 beskrives det grundliggende datamateriale for kortlægningen.

Engangsflasker af PET Kapitel 12 omfatter kortlægningens resultater for engangsflasker af PET til læskedrikke. Kortlægningen omfatter 0,5 liter og 1,5 liter emballager. I delrapport 6 beskrives det grundliggende datamateriale for kortlægningen.

Emballager til øl Kortlægningens resultater for emballager til øl er sammenstillet og kommenteret i kapitel 13.

Emballager til læskedrikke Kortlægningens resultater for emballager til læskedrikke er sammenstillet og kommenteret i kapitel 14.

Referencehenvisninger er anført i hver delrapport.

2 Resumé

Formål

Der er foretaget en miljømæssig kortlægning af 12 emballager til drikkevarer. Kortlægningen omfatter det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige glasflasker til øl og læskedrik samt genpåfyldelige PET-flasker. Det eksisterende system sammenstilles endvidere med alternative emballagesystemers som kendes fra Danmarks nabolande.

Kortlægningen er gennemført med det formål at udpege de miljømæssigt væsentligste forhold ved det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige glasflasker sammenstillet med systemer for engangsemballager. De valgte engangssystemer er dåser af aluminium og stål samt engangsflasker af glas og PET.

Opbygning

Denne rapport er en del af en serie rapporter, der skal ses i sammenhæng: Delrapport 1-6 beskriver datagrundlaget for hvert emballagesystem. Delrapport 7 beskriver forhold omkring transport og energi. I nærværende hovedrapport præsenteres resultater og en sammenstilling af resultaterne.

2.1 Metode

2.1.1 Generelle principper

Livscyklusprincipper

Kortlægningen er baseret på livscyklusbetragtninger og er første trin i en livscyklusvurdering. Andet trin, som ikke er medtaget her, er en vurdering af de miljøeffekter, der forårsages af det opstillede system (indflydelse på ozonlag, drivhuseffekt m.v.).

Kortlægningen følger i hovedtræk de principper, der er opstillet af SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) for gennemførelse af livscyklusvurderinger (Consoli, F. et al., Editors, 1993). Endvidere følges de principper, der er opstillet i den Nordiske Guideline for livscyklusvurderinger (in print 1994), idet udarbejdelsen af denne er fulgt på nært hold.

Systemer

Undersøgelsen har omfattet følgende emballagesystemer:

1: Det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige glasflasker, - 33 cl grønne flasker til øl og 25 cl klare flasker til læskedrik.

Systemet indbefatter genpåfyldning og materialegenvinding af glas fra kasserede flasker. Returprocenten fra forbrugeren er 98,5.

2: Et retursystem for engangsglasflasker, - 33 cl grønne flasker til øl og 33 cl klare flasker til læskedrik.

Systemet indbefatter materialegenvinding af glas fra returnerede flasker. Returprocenten fra forbrugeren er sat til 90.

3: Et retursystem for aluminiumsdåser med et rumindhold på 33 cl og 50 cl til øl og læskedrik.

Systemet indbefatter materialegenvinding af aluminium fra returnerede dåser. Returprocenten fra forbrugeren er sat til 90.

4: Et retursystem for ståldåser med aluminiumslåg med et rumindhold på 33 cl og 50 cl til øl og læskedrik.

Systemet indbefatter materialegenvinding af stål fra de returnerede dåser. Returprocenten fra forbrugeren er sat til 90.

5: Det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige PET-flasker til læskedrik. Der er medtaget emballagestørrelserne 0,5 liter og 1,5 liter.

Systemet indbefatter genpåfyldning samt indsamling af kasserede flasker og komprimering af disse, - men ikke materialegenvinding, da genvundet PET ikke kan anvendes til nye PET-flasker. Returprocenten fra forbrugeren er 98,5.

6: Et retursystem for engangsflasker af PET til læskedrik. Der er medtaget emballagestørrelserne 0,5 liter og 1,5 liter.

Systemet indbefatter indsamling af returnerede flasker og komprimering af disse, - men ikke materialegenvinding, da genvundet PET ikke kan anvendes til nye PET-flasker. Returprocenten fra forbrugeren er sat til 90.

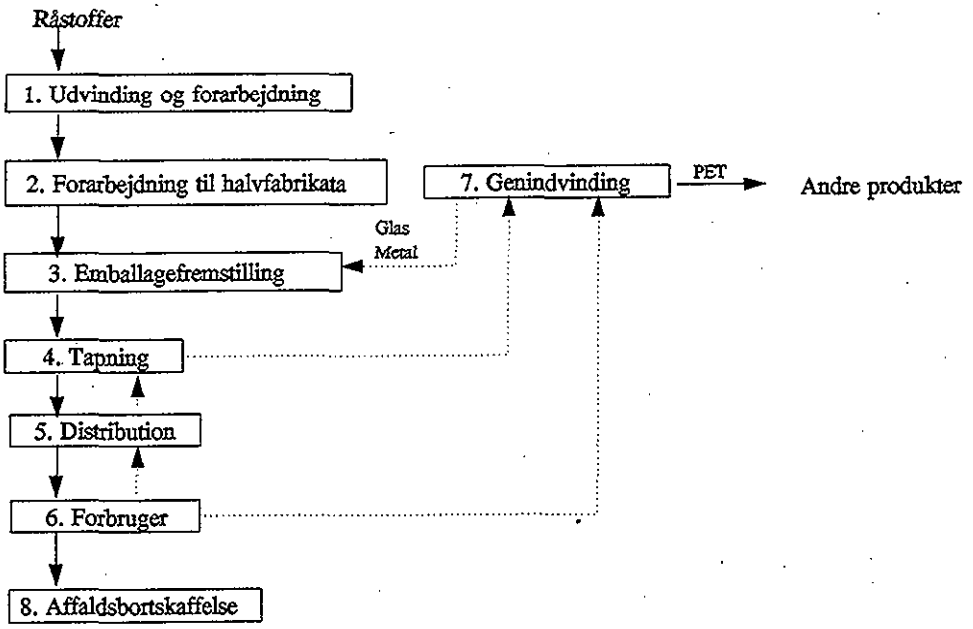
For de ikke eksisterende systemer (2, 3, 4 og 6) er det forudsat, at de brugte emballager indsamles via et pantsystem mage til det eksisterende retursystem for genpåfyldelige flasker.

Ændringer i ovennævnte returprocenter efterprøves ved gennemregning af følsomhedsanalyser for hvert emballagesystem i kapitlerne 5-12, og konsekvenserne diskuteres.

Systembeskrivelse

Hvert emballagesystem er beskrevet i en række livscyklustrin. Principperne er illustreret i figur 2.1.

Livscyklus for de undersøgte emballager begynder med udvinding af råstoffer, og ender med indsamling af den kasserede emballage med henblik på materialegenvinding eller bortskaffelse som affald.



Figur 2.1
Livscyklustrin for emballagesystemer.

Funktionel enhed

De kortlagte emballager har forskelligt rumindhold. For emballager til øl er der mindre forskelle - fra 33 cl og op til 50 cl og for emballager til læskedrik væsentlige forskelle - fra 25 cl til 150 cl.

Det er valgt at gennemføre kortlægningen på basis af 1.000 liter distribueret produkt. Ved at basere beregningerne på denne funktionelle enhed kan kortlægningens resultater for forskellige emballagestørrelser sammenstilles.

Returprocenter

Når en emballage er anvendt hos forbrugeren, returneres den enten med henblik på genpåfyldning eller med henblik på oparbejdning af materialet til fremstilling af nye emballager eller til andre produkter.

Ved indsamling af genpåfyldelige emballager kasseres en mindre del på tapperiet på grund af slid m.v.

I tabel 2.1 er vist en oversigt over returprocenter, kassation efter indsamling, den andel, der genbruges (direkte genpåfyldning) og den andel, der materialegenvindes i systemet for alle emballagesystemerne.

Emballagetype	Returpro-cent fra forbruger	Kassation efter ind-samling	Genbrug ved direkte genpåfyld-ning	Genvind-ing i syste-met	Genvin-ding i andre systemer
33 cl genpåfyldelig grøn glasflaske	98,5%	1,2%	97,3%	1,2%	0%
25 cl genpåfyldelig klar glasflaske	98,5%	1,5%	97,0%	1,5%	0%
33 cl grøn og klar engangsflaske af glas	90%	90%	0%	85%	5%
33 cl og 50 cl aluminiumsdåse	90%	90%	0%	50%	40%
33 cl og 50 cl ståldåse	90%	90%	0%	90%	0%
0,5 og 1,5 liter genpåfyldelige PET-flaske	98,5%	3,5%	95%	0%	3,5%
0,5 og 1,5 liter engangsflaske af PET	90%	90%	0%	0%	90%

Tabel 2.1
Oversigt over returprocenter samt genbrugs- og genvindingsprocenter.

2.1.2 Systemafgrænsning

Der tages udgangspunkt i selve emballagen, flasken eller dåsen. Dette betegnes hovedemballagen.

Kortlægningen omfatter ligeledes de øvrige emballager, der omfatter kapsler, skruelåg og etiketter samt transportemballage. Det er eksempelvis plastkasser til returflasker samt kartonkasser og plastfolie til dåser samt engangsflasker.

"Vuggen" i kortlægningen er principielt defineret ved udvinding af råstoffer fra jorden. "Graven" i kortlægningen er principielt defineret efter behandling og deponering af produkterne.

I kortlægningen følges hovedmaterialerne glas, PET, stål og aluminium samt de materialer, der anvendes til fremstilling af de øvrige emballager, fra de udvindes og til de er slutdisponeret.

For de materialer, der anvendes som hjælpestoffer i emballagens livscyklus, opgøres mængden og arten, men for disse er der ikke foretaget en kortlægning fra vugge til grav.

Der er dog foretaget en enkelt undtagelse på dette punkt: Det har ikke været muligt at udskille hjælpestoffer til aluminium for de anvendte data, hvorfor fremstilling af hjælpestoffer er inkluderet for aluminiums første livscyklustrin.

Denne inkludering betyder ca. 3,5% af det samlede energiforbrug, hvilket ligger indenfor usikkerhederne på de anvendte data, og det vurderes derfor, at inkluderingen af disse hjælpestoffer er uden betydning for de samlede resultater.

Systemerne for genpåfyldelige flasker af glas og PET er behandlet på grundlag af specifikke produktioner, da disse eksisterer i Danmark i dag og er kendt på et detaljeret niveau.

Fremstilling af engangsflasker af glas og aluminiumsdåser er ligeledes kendt og behandlet ud fra specifikke produktioner. Systemet for engangsflasker af PET er baseret på oplysninger fra systemet for genpåfyldelige PET-flasker, korrigeret med litteraturdata for engangs-PET-flasker.

For ståldåser har det ikke været muligt at tage udgangspunkt i en specifik produktion, og derfor er systemet for ståldåser opstillet på grundlag af litteraturdata samt specifikke produktionsoplysninger.

2.1.3 Kortlagte parametre

Kortlægningen omfatter følgende parametre:

- materialeforbrug,
- energiforbrug,
- emissioner til luft,
- emissioner til vand og
- affaldsmængder.

De udvalgte parametre opgøres for hvert livscyklustrin.

Materialebalancer

Beregningerne i kortlægningen baseres på materialebalancer for hovedmaterialerne glas, aluminium, stål og PET. Ud fra disse balancer kortlægges alle parametrene.

Materialeforbrug

Materialerne er opdelt i råmaterialer og hjælpematerialer. Kortlægningen omfatter hele livscyklus for råmaterialer, mens hjælpematerialer kun opgøres i forbrugt mængde.

Råmaterialer defineres som de råvarer, som indgår i det færdige produkt.

Hjælpestoffer defineres som stoffer, der anvendes ved produktionen, men som ikke indgår i det færdige produkt.

Energi

Energiforbruget er opgjort i følgende kategorier:

- Procesenergi,
- Energi til transport.

Dette omregnes til udvinding af primære energikilder, dvs. at fremstilling af energi og udvinding af råstoffer til energiproduktion er medtaget.

For indgående materialer medregnes materialets energiindhold i energiregnskabet. Energiindholdet i materialet defineres som forbrændingsenergien, hvor der er taget udgangspunkt i den nedre brændværdi.

For de indgående og udgående materialestrømme opgøres energiindholdet i disse strømme.

Det direkte energiforbrug til processer og transport er opdelt på naturgas, propan, olie, diesel og andet, herunder uspecificeret energi. Dertil kommer forbruget af elektricitet.

Der er gennemført en beregning af det primære energiforbrug som omfatter:

- Udvinding og oparbejdning af energikilder, der anvendes til elproduktion.

- Udvinding og oparbejdning af de energikilder, der anvendes til dækning af energiforbruget ved processer og transport.

Emissioner

Emissioner i form af udledninger til luft og vand er opgjort for hvert trin i livscyklus for det enkelte system.

Emissionerne er opgjort i følgende 3 kategorier:

- Emissioner direkte fra processer

- Emissioner fra transport.

- Emissioner fra fremstilling af energi og udvinding af primære energikilder.

For hver opgørelse er typen og mængden af de enkelte emissioner opgjort.

Affald

Affald fra det enkelte system defineres som materialestrømme, der hverken kan genbruges, eller genvindes. I opgørelsen af affald er der skelnet mellem procesaffald og affald i form af brugte kasserede emballager. I forbindelse med industrielle processer er den konkrete bortskaffelsesform beskrevet i det omfang, det har været muligt.

Brugte kasserede emballager bortskaffes enten gennem dagrenovationen eller bortkastes i naturen. For bortskaffelse af affald gennem dagrenovationen er det forudsat, at 80% af affaldet forbrændes og at 20% deponeres (Miljøstyrelsen, 1993).

2.1.4 Forudsætninger og begrænsninger

I det efterfølgende anføres de forudsætninger, antagelser og udeladelser, der er generelle for alle de kortlagte emballagesystemer. Forudsætninger og antagelser for hvert specifikke emballagesystem er anført under behandling af de respektive emballager i kapitel 5 til 12 samt delrapport 1 til 6.

Teknologiniveau

Der er taget udgangspunkt i eksisterende teknologi (procesudstyr, produktionsformer m.v.), og som for de indsamlede data må betragtes som moderne teknologi. For de systemer, der ikke eksisterer i Danmark i dag, er der taget udgangspunkt i teknologi, der i dag anvendes i udlandet.

Etablering

I kortlægningen er det forudsat at emballagesystemerne eksisterer. Specielle forhold omkring etablering af produktionsfaciliteter og indsamlingsfaciliteter for emballagesystemerne er ikke medtaget.

Pantordning

Det forudsættes, at der i alle systemer sker en indsamling af brugte emballager gennem en pantordning.

Isolerede systemer

Det er forudsat, at de enkelte emballager kan betragtes isoleret, og at omfanget af anvendelsen af den pågældende emballage ikke påvirker kortlægningens resultater.

Produktionsudstyr

I kortlægningen medregnes ikke produktionsudstyr, fabriksbygninger, fremstilling af transportmidler eller forbrug i forbindelse med personale m.v.

Emballagestørrelser

I kortlægningen er det forudsat at alle emballagerne uanset størrelse kan sammenstilles. Således sammenstilles emballager fra 0,25 liter til 1,5 liter for læskedrik - vel vidende, at forbrugsmønstret for de forskellige emballagestørrelser sandsynligvis ikke er helt det samme. Forskellen mellem anvendelsen af 33 cl dåser og 50 cl dåser er antagelig af mindre betydning, mens det ikke umiddelbart kan antages, at 0,5 liters PET-flasker anvendes under samme forhold som 1,5 liters PET-flaske.

Transportemballager

I kortlægningen er transportemballage til nyproducerede flasker og dåser (dvs. paller, plast, spændebånd m.v.) udeladt, da det har været nødvendigt at afgrænse omfanget af kortlægningen under hensyn til omfanget af projektet. Betydningen af denne udeladelse er på basis af data fra Sundstrøm (1991) vurderet som værende lille.

Transportkapacitet

Transportkapaciteten angiver forholdet mellem de transporterede mængder i forhold til de optimalt mulige. I kortlægningen er der forudsat en gennemsnitlig transportkapacitet for alle transporter. Det har ikke været muligt at definere transportkapacitet for hver transport.

Følsomhedsanalyser

Der er foretaget følsomhedsanalyser for de væsentligste forudsætninger og antagelser.

2.1.5 Udeladelser

Generelt

En række forhold er udeladt af kortlægningen. De væsentligste er:

- Arbejdsmiljø.
  Målet med kortlægning er udelukkende at foretage en vurdering baseret på eksterne miljøforhold. Derfor er arbejdsmiljømæssige og sundhedsmæssige forhold ikke medtaget.

- Ændring i landskaber m.v.
  I kortlægningen er der ikke taget hensyn til specielle behov for anvendelse af større eller mindre arealer eller ændringer i landskabet generelt, da det ikke har været muligt at kvantificere disse forhold i relation til kortlægningen.

- Støj- og lugtgener.
  Støj- og lugtgener er ikke medtaget i kortlægningen.

- Sociale aspekter.
  Kortlægning af disse forhold er ikke medtaget, da de ligger uden for projektets rammer.

Specifikt

Der er foretaget visse specifikke udeladelser, som alle er beskrevet i kapitlerne 5 til 12. I det følgende anføres de væsentligste.

Ved fremstilling af PET-granulat fremgår det af det anvendte datagrundlag, at der fremkommer store mængder sideprodukter. Da disse sideprodukter ikke er nærmere specificeret, har det ikke været muligt at inddrage disse i en nærmere vurdering.

Det har ikke været muligt at fremskaffe tilstrækkelige data vedrørende lak til lakering af dåser.

Det har ikke været muligt at fremskaffe oplysninger om legeringsmetaller i forbindelse med fremstilling og oparbejdning af aluminium og stål.

Hjælpestoffer, der anvendes i løbet af en emballages livscyklus er ikke medtaget, men kun opgjort med hensyn til mængde og art. Hjælpestoffer omfatter fx. rengøringsmidler til flaskevask og valseolie til aluminium- og stålbåndsfremstilling.

Ved affaldsforbrænding er emissioner af kuldioxid kun opgjort for PET-emballagerne. For de øvrige vil de luftbårne emissioner fra forbrænding udgøre få procent af de samlede emissioner, og har derfor ikke væsentlig indflydelse på resultatet.

2.1.6 Data

Dataindsamling

Data til projektet er blevet indsamlet gennem hele projektperioden. Data for kortlægning af emballager til øl er primært blevet indsamlet i perioden januar til april 1993. Data til kortlægningen af emballager til læskedrik er primært indsamlet i perioden september 1993 til december 1993. Supplerende data for ståldåser samt grundlæggende data omkring energi er blevet indsamlet i perioden marts til oktober 1994.

Stedspecifikke data

For hovedmaterialerne glas, aluminium og PET er der, så vidt det har været muligt, indsamlet stedspecifikke data fra eksisterende processer i Danmark og Sverige. Data til engangsflasker af PET er baseret på data fra det eksisterende retursystem for genpåfyldelige PET-flasker, korrigeret med litteraturdata for engangsflasker.

Det har ikke været muligt at indsamle stedsspecifikke data for det opstillede ståldåsesystem. I stedet har data fra litteraturen dannet grundlag, hvorefter producenter af ståldåser har fået disse forelagt for kommentarer.

Generelle data

I de sammenhænge, hvor det ikke har været muligt at kortlægge systemerne ud fra specifikke data, er der anvendt oplysninger fra litteraturen. Der er anvendt en række referencer, - både til sammenligning med specifikke data og til kortlægning af systemet.

De opgørelser, der alene er baseret på litteraturen, må tages med et vist forbehold, da forudsætninger og usikkerheder ikke altid er belyst tilstrækkeligt.

Energi- og transportdata

Energi- og transportdata er baseret på data fra litteraturen. Der er så vidt muligt indsamlet data fra flere referencer, og disse data er sammenstillet med henblik på at identificere eventuelle forskelle. Der er opstillet specielle energiscenarier for danske og svenske forhold, og derudover er der opstillet energiscenarier for "gennemsnitlig europæisk produktion" samt "gennemsnitlig energiproduktion i Verden". Disse områder dækker bredt de områder, der er relevante i forhold til de kortlagte emballagesystemer.

Usikkerhed

I forbindelse med indsamling af stedsspecifikke data er producenten blevet bedt om oplysninger om usikkerheden på de opgivne data. Det har ikke været muligt at få oplyst usikkerheden på alle de anvendte stedsspecifikke data. For nogle af de opgivne data er usikkerheden opgivet på grundlag af producentens bedste vurdering. Der er således tale om erfaringsmæssige usikkerheder og ikke usikkerheder i statistisk forstand.

For data fra litteraturen har det ikke været muligt at få oplyst usikkerheden på de opgivne værdier.

I de sammenhænge, hvor det ikke har været muligt at få oplyst usikkerheden på anvendte data, er der foretaget skøn.

2.1.7 Kvalitetssikring

Formål

For at sikre, at der ikke kan rejses entydig berettiget faglig kritik af den gennemførte kortlægning, herunder metode og datagrundlag har Miljøstyrelsen anmodet et panel af udenforstående eksperter om at gennemføre en kvalitetssikring af projektet. Kvalitetssikringen er gennemført af 2 omgange.

Grundliggende kvalitetssikring

Kvalitetssikringen blev gennemført i december 1993 for den miljømæssige kortlægning af emballager til øl af et panel bestående af:

- Henrik Kærgaard, COWIconsult AS
- Lisbet Seedorff, COWIconsult AS
- Ole Jørgen Hansen, Stiftelsen Østfoldforskning, Norge
- Göran Svensson, Chalmers Industriteknik, Sverige.

Efter visse mindre rettelser blev kortlægningen publiceret som Arbejdsrapport nr. 31 fra 1994. Kvalitetssikringen er publiceret som arbejdsrapport nr. 38 fra 1994.

Der er gennemført en supplerende kvalitetssikring af nærværende rapport i februar 1995. Det er således kun dele af nærværende rapport, der er blevet kvalitetssikret. Dette omfatter således ikke kapitlerne vedrørende introduktion og metode (kap. 3+4), der er væsentligt omarbejdet, samt kapitlerne vedrørende PET-flasker og sammenstillingen af resultaterne for emballager til øl (kap. 13) og til læskedrik (kap. 14). Det skal dog pointeres, at omarbejdningen af metodeafsnittene (kap. 3+4) er foretaget i relation til de kommentarer, ekspertpanelet gav i kvalitetssikringsrapporten. Dette gælder specielt forhold omkring forskellige emballagevolumener, allokeringsprincipper, miljøbelastninger fra energiforsyning (uddybning) samt data for ståldåser.

2.2 Kortlagte emballager

2.2.1 Emballagemængder

I tabel 2.2 er givet en oversigt over de enkelte emballagers vægt og den samlede emballagevægt for distribution af 1.000 liter produkt.

Emballagetype	Vægt pr. stk	Antal pr. 1.000 liter	Vægt pr. 1.000 liter
33 cl genpåfyldelig grøn glasflaske	325 gram	3.030	985 kg
25 cl genpåfyldelig klar glasflaske	265 gram	4.000	1.060 kg
33 cl grøn engangsflaske af glas	160 gram	3.030	485 kg
33 cl klar engangsflaske af glas	160 gram	3.030	485 kg
33 cl aluminiumsdåse	15,0 gram	3.030	45,5 kg
50 cl aluminiumsdåse	18,8 gram	2.000	37,5 kg
33 cl ståldåse	28,4 gram	3.030	86,0 kg
50 cl ståldåse	36,6 gram	2.000	73,1 kg
50 cl genpåfyldelige PET-flaske	52 gram	2.000	104 kg
150 cl genpåfyldelig PET-flaske	103 gram	667	68,7 kg
50 cl engangsflaske af PET	25 gram	2.000	50 kg
150 cl engangsflaske af PET	42 gram	667	28 kg

Tabel 2.2
Oversigt over emballagevægt for de 12 emballager.

2.2.2 Usikkerhed og variation

Kortlægningens resultater er dels behæftet med en vis usikkerhed på grund af datakvalitet og dels på grund af usikkerhed ved fastlæggelse og beskrivelse af systemet.

Usikkerhed

Ved usikkerhed forstås usikkerhed på anvendte data for materialeforbrug, energiforbrug samt emissioner og affald. Årsagen til denne usikkerhed kan være produktionssvingninger, måleusikkerhed, forskel i datakilder m.v.

Variation

"Variation" benyttes her som en fællesbetegnelse for de ændringer, der vil forekomme i resultaterne, hvis man ændrer forudsætninger, antagelser eller systemgrænser for emballagesystemerne. Disse forudsætninger er fx. returprocenter, emballagevægt, affaldsbehandling eller allokeringsmetode. Den betydning, ændringer i forudsætningerne fås for de samlede resultater, gennemregnes via følsomhedsanalyser.

Allokering

I de kortlagte emballagesystemer anvendes sekundære materialer, genvundet fra andre produktsystemer. Endvidere frembringes materialer, der kan genvindes og anvendes til fremstilling af nye produkter. Principperne for henregning af disse materialestrømme til det aktuelle emballagesystem og andre systemer er af afgørende betydning for kortlægningens resultater.

Som hovedprincip er der taget udgangspunkt i 50/50-allokeringsmetoden. Andre allokeringsprincipper er efterprøvet ved gennemregning, og betydningen diskuteres i kapitel 4.

Følsomhedsanalyser

I nærværende kortlægning er der gennemført en række følsomhedsanalyser med henblik på at belyse de væsentligste variationer for de enkelte emballagesystemer.

Følsomhedsanalyserne belyser fx. returprocenter, emballagevægte, antagelser om affaldsbehandling, transportforhold, øvrige emballager (kasser og kartonbakker) samt de foretagne udeladelser fra systemerne. Således er det antaget, at returprocenten for engangsemballagesystemerne er 90%, og denne antagelse gennemregnes i følsomhedsanalyserne med flere andre returprocenter.

Der er foretaget usikkerheds- allokerings- og følsomhedsberegninger af forbruget af proces og transportenergi med henblik på at belyse betydningen af disse tre forhold. Hovedresultaterne er vist i tabel 2.3.

Emballage	Følsomheds-analyse	Allokering	Usikker-hed	Yderste konsekvens af følsomhedsanalyse, allokering og usikkerhed Min.	Max.
Genpåfyldelig glasflaske, 33 cl	÷20%-+25%	÷0,4-+0,5%	±27%	÷42%	+60%
Genpåfyldelig glasflaske, 25 cl	÷20%-+25%	÷0,3%-+0,3 %	±26%	÷41%	+58%
Engangsflaske af glas, 33 cl grøn	÷10%-+10%	÷0,5%-+0,5%	±15%	÷24%	+39%
Engangsflaske af glas, 33 cl, klar	÷10%-+10%	÷3,2%-+3,2	±14%	÷25%	+41%
Aluminiumsdåse, 33 cl	÷15%-+15%	÷6,8%-+6,8%	±19%	÷36%	+46%
Aluminiumsdåse, 50 cl	÷15%-+15%	÷9%-+9%	±20%	÷38%	+50%
Ståldåse, 33 cl	÷5%-+5%	÷13%-+0,2%	±16%	÷31%	+22%
Ståldåse, 50 cl	÷5%-+5%	÷12%-+0,3%	±16%	÷30%	+22%
Genpåfyldelig PET-flaske, 50 cl	÷5%-+30%	÷17%-+3,9%	±28%	÷43%	+73%
Genpåfyldelig PET-flaske, 150 cl	÷5%-+30%	÷18%-+4,2%	±30%	÷45%	+76%
Engangsflaske af PET, 50 cl	÷15%-+5%	÷53%-+13%	±39%	÷76%	+65%
Engangsflaske af PET, 150 cl	÷15%-+5%	÷42%-+11%	±36%	÷68%	+59%

Tabel 2.3
Resultat af følsomhedsanalyser for systemændringer, allokeringsform samt usikkerhedsberegninger baseret på opgørelse af direkte energiforbrug.

Af tabel 2.3 fremgår det, at variation i systemerne, - følsomhedsanalyser og allokeringsform, kan ændre kortlægningens resultater for det samlede energiforbrug med op til 25% for glasflasker og dåser og 50% for PET-flasker i opadgående eller nedadgående retning.

Dertil kommer usikkerheden for de anvendte data, som her er baseret på opgørelsen af det direkte energiforbrug. Variationen på opgørelser af materialeforbrug, emissioner til luft og vand samt fremkomsten af affald vil være på samme niveau eller højere.

Yderste konsekvens af variationer

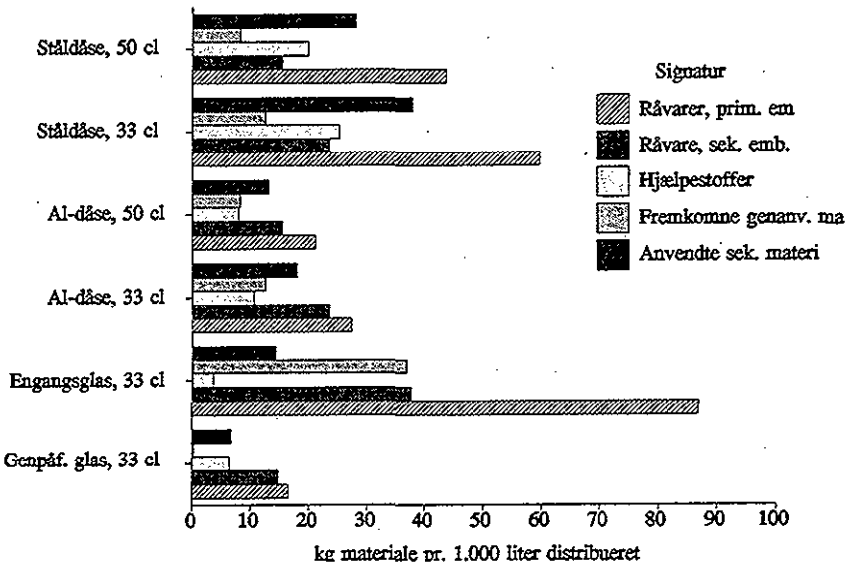
Hvis man tager højde for alle tre variationsmuligheder: følsomhedsanalyser, allokering og statistisk usikkerhed, vil den samlede variationsbredde være en kombination af de tre. De yderste konsekvenser af alle tre variationsmuligheder er vist i de to sidste kolonner i tabellen - det er ikke statistisk korrekt at udregne minimum og maximum på denne måde, men det giver et indtryk af, hvor stor den samlede variation på data faktisk er.

2.3 Emballager til øl

I det følgende er et resume af kortlægningens resultater præsenteret. Der er medtaget resultater for materialeforbrug, energi, emissioner til luft og vand samt affald. Resultaterne er uddybet og kommenteret i kapitel 13.

2.3.1 Materialeforbrug

Materialeforbruget er opgjort som materialer til fremstilling af selve emballagen, flasken eller dåsen, og til øvrig (sekundær) emballage i form af etiketter, kapsler, kasser m.v. Derudover er forbruget af hjælpestoffer opgjort. Mængden af fremkomne genanvendelige materialer og forbrugte sekundære materialer er ligeledes opgjort. Opgørelsens resultat er vist i figur 2.2.



Figur 2.2
Opgørelse af materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter øl.

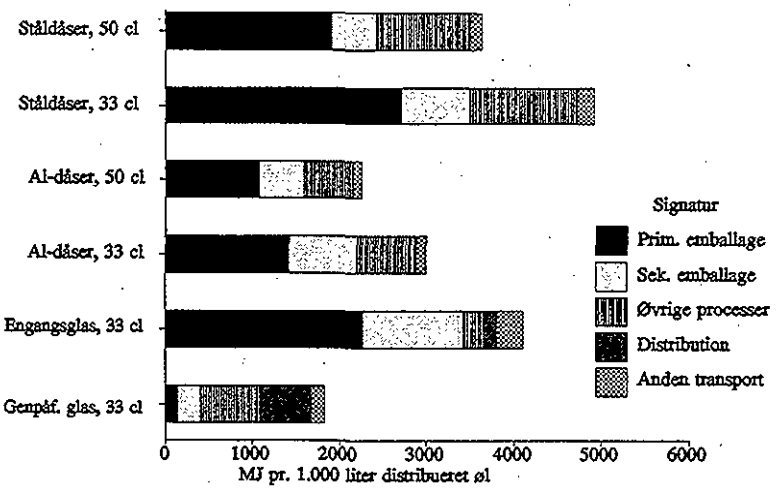
Da mængderne og typerne af materialer for de 6 emballager er meget forskelligt, er en umiddelbar sammenligning ikke mulig.

Kortlægningens resultater peger imod at materialeforbruget mængdemæssigt er mindst for genpåfyldelige 33 cl glasflasker, lidt større for aluminiumsdåser og noget større for engangsflasker af glas samt ståldåser. Da mængderne ikke siger noget om den miljømæssige belastning, kan der ikke konkluderes noget om de miljømæssige belastninger for de forskellige systemer på denne baggrund.

2.3.2 Energiforbrug

Energiforbruget til de 6 emballager er opgjort i form af energi til processer og transport. I figur 2.3 er illustreret de 6 opgørelser.

Usikkerheden på disse data er i størrelsesordenen ±30%, jf. bilag 2 og dertil kommer variation i form af allokeringsmetoder og systemændringer, der belyses via følsomhedsanalyser.



Figur 2.3
Energiforbrug til processer og transport for distribution af 1.000 liter øl.

I figur 2.3 er vist, at energiforbruget til fremstilling af hovedmaterialer (flasker og dåser) er af lille betydning for genpåfyldelige flasker og af væsentlig betydning for de øvrige emballager.

Energiforbruget til transport og distribution er af væsentlig betydning for genpåfyldelige flasker og af lille betydning for de øvrige emballager.

På grund af den usikkerhed, resultaterne er behæftet med (usikkerhed, allokering og følsomhed), kan forskelle i det samlede energiforbrug for de enkelte emballager ikke klart udpeges. Det ses dog, at energiforbruget til 50 cl dåser er relativt lave end for 33 cl dåser indenfor samme system.

Energiressourcer

Energiforbruget til processer og transport er omregnet til primære energiressourcer. Opgørelse af dette er vist i tabel 2.4.

Usikkerheden på de data, energiressourcerne er beregnet på grundlag af, er i størrelsesordenen ±30%, og det vurderes, at usikkerheden på energiressourcerne er i størrelsesordenen ±100%. Dertil kommer variation i form af allokeringsmetoder og systemændringer, der belyses gennem følsomhedsanalyser.

	Stenkul	Brunkul	Råolie	Gas	Uran	Potentielt energiindhold i vand	Træ i skove
33 cl Genpåf. glasflaske	48 kg	4,7 kg	40 kg	8,4 Nm^3	0,31 g	22 MJ	0,56 kg
33 cl Engangsglasflaske	100 kg	13,4 kg	12,7 kg	79 Nm^3	0,82 g	64 MJ	1,15 kg
33 cl Aluminiumsdåse	32,7 kg	12,7 kg	8,9 kg	22 Nm^3	3,7 g	1.000 MJ	0,40 kg
50 cl Aluminiumsdåse	25,7 kg	8,9 kg	16,7 kg	15 Nm^3	2,8 g	847 MJ	0,31 kg
33 cl Ståldåse	93,0 kg	47,6 kg	55,5 kg	35 Nm^3	3,4 g	804 MJ	1,08 kg
50 cl Ståldåse	74,0 kg	36,6 kg	42,7 kg	26 Nm^3	2,6 g	551 MJ	0,85 kg

Tabel 2.4
Forbrug af primære energiressourcer til distribution af 1.000 liter øl.

Opgørelsen afspejler det energiforbrug, der er i emballagesystemerne samt de energikilder, der anvendes til fremstilling af energien.

Af opgørelsen af de forbrugte energiressourcer fremgår, at der forbruges mest af de fornyelige energiressourcer (vand og træ) til aluminium- og ståldåser og betydeligt mindre til glasemballagerne.

Med hensyn til ikke fornyelige ressourcer med lang forsyningshorisont (stenkul og brunkul) forbruges mest for engangsflasker af glas samt ståldåser, 33 cl og 50 cl. Der forbruges noget mindre for genpåfyldelige flasker og aluminiumsdåser, 33 cl og 50 cl.

Opgørelsen peger imod, at forbruget af råolie er størst for ståldåserne, dernæst glasflaskerne og mindst for aluminiumsdåserne.

Forbruget af gas er betydeligt større for engangsflasker af glas, da der anvendes store mængder naturgas som energikilde ved glassmeltning. For de øvrige emballager peger opgørelsen imod, at forbruget er størst for dåserne og noget mindre for genpåfyldelige glasflasker.

Forbruget af uran ligger på et lavere niveau for glasflaskerne, end for de øvrige emballager.

2.3.3 Emissioner til luft og vand

Usikkerhed

Emissioner til luft og vand er opgjort med en usikkerhed, der ligger i størrelsesordenen 50-100%, lavest for de procesrelaterede emissioner og noget højere for de emissioner, der er knyttet til transport og produktion af primær energi.

Udvalgte komponenter

Nærværende sammenstilling er gennemført ud fra en begrænset antal udvalgte luftbårne og vandbårne komponenter. Der er gennemført opgørelser for et stort antal luftbårne og vandbårne komponenter, som er opstillet i kapitlerne 5,7,9 og 10 samt i delrapporterne 1 til 4. For overskuelighedens skyld har det ikke været muligt at medtage alle her.

Ved en overordnet sammenstilling ses det, at udledningen af luftbårne komponenter mængdemæssigt er væsentlig større fra de 6 kortlagte emballager end udledningen af vandbårne komponenter.

Luftbårne komponenter

De samlede emissioner til luft fremgår af tabel 2.5.

Emballage	Partikler	Kuldioxid	Svovldioxid	Kvælstofoxider	Kulbrinter	Radioaktivitet
33 cl Genpåf. glasflaske	0,32 kg	222 kg	1,41 kg	1,57 kg	1,13 kg	27 MBq
33 cl Engangs glasflaske	0,70 kg	453 kg	2,60 kg	1,97 kg	1,86 kg	72 MBq
33 cl Aluminiumsdåse	0,54 kg	178 kg	1,44 kg	0,60 kg	0,93 kg	327 MBq
50 cl Aluminiumsdåse	0,41 kg	64 kg	1,04 kg	0,44 kg	0,68 kg	248 MBq
33 cl Ståldåse	1,43 kg	431 kg	3,23 kg	1,35 kg	1,88 kg	294 MBq
50 cl Ståldåse	1,12 kg	333 kg	2,45 kg	1,05 kg	1,44 kg	224 MBq

Tabel 2.5
Samlede luftbårne emissioner fra emballager ved distribution af 1.000 liter øl.

Emissionen af partikler er størst for ståldåser og ligger på et lavere niveau for de øvrige emballager.

Opgørelsen af kuldioxid giver ikke noget klart billede ved sammenstilling mellem de 6 emballager, da bidrag fra processer for stål- og aluminiumsdåser samt sekundær emballage (kapsler, kasser m.v.) ikke er opgjort.

Opgørelsen af svovldioxid peger imod, at emissionerne for glasflasker og aluminiumsdåser ligger på samme niveau og er lavere end for ståldåser.

De samlede emissioner af kvælstofoxider er lavere for dåser af aluminium og stål end for flasker af glas.

Sammenstilling af opgørelsen af emissioner af kulbrinter giver ikke noget klart billede, når der tages hensyn til usikkerheden på opgørelsen.

Aktiviteten fra luftbårne radioaktive stoffer er på samme niveau for dåser af stål og aluminium og mindre for flasker af glas.

Vandbårne komponenter

De samlede emissioner til vand fremgår af tabel 2.6.

	Opløste og suspenderede stoffer	BOD	COD	Radioaktivitet
33 cl Genpåf. glasflaske	47 g	4.000 g	4.250 g	0,2 MBq
33 cl Engangs glasflaske	193 g	30 g	252 g	0,7 MBq
33 cl Aluminiumsdåse	125 g	24 g	200 g	2,9 MBq
50 cl Aluminiumsdåse	85 g	16 g	133 g	2,2 MBq
33 cl Ståldåse	170 g	24 g	203 g	2,7 MBq
50 cl Ståldåse	121 g	16 g	134 g	2,1 MBq

Tabel 2.6
Samlede vandbårne emissioner fra emballager ved distribution af 1.000 liter øl.

Opgørelsen af opløste og suspenderede stoffer giver ikke noget klart billede ved sammenstilling, når der tages hensyn til usikkerheden på opgørelsen.

Belastning med BOD og COD knytter sig især til vask af genpåfyldelige flasker og til produktion af papir. Udledningen ligger på samme niveau for alle emballager med undtagelse af de genpåfyldelige flasker, hvor den er betydeligt større.

Aktiviteten fra vandbårne radioaktive stoffer er mindst for genpåfyldelige flasker og engangsflasker og noget større og på samme niveau for de øvrige emballager.

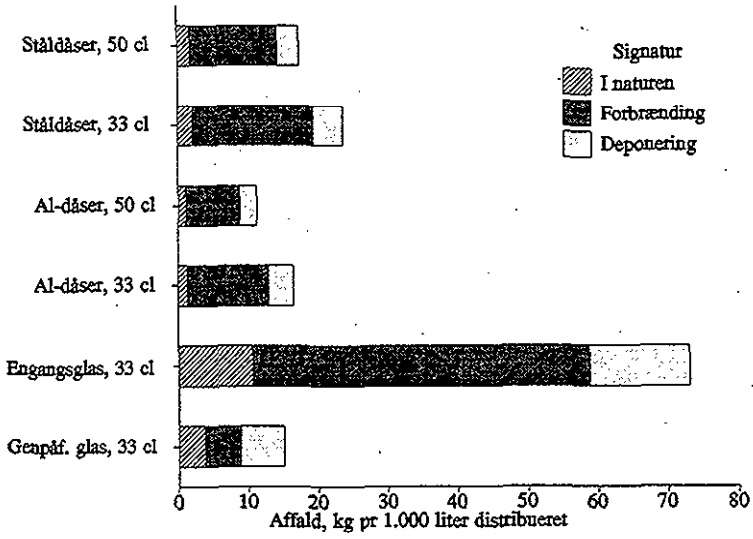
2.3.4 Affald

Affald fremkommer i form af kasserede ikke returnerede emballager og i form af procesaffald.

Ved en overordnet sammenstilling viser det sig, at mængderne af emballageaffald er på samme niveau eller mindre end mængderne af procesaffald.

Kasserede emballager

I figur 2.4 er illustreret de affaldsmængder, der forekommer i form af kasserede ikke returnerede emballager.



Figur 2.4
Affaldsmængder i form af kasserede ikke returnerede emballager ved distribution af 1.000 liter øl.

Fordelingen af kasserede emballager mellem henkastning i naturen og indsamling med dagrenovation er baseret på antagelse om en fordeling på 20%/80%.

Procesaffald

De opgjorte affaldsmængder er behæftet med en usikkerhed i størrelsesordenen 50-100%.

De samlede mængder af procesaffald fremgår af tabel 2.7.

Emballage	Industriaffald	Miljøfarligt affald	Radioaktivt affald	Uspecificeret affald
33 cl Genpåf. glasflaske	23,3 kg	0,07 kg	0,1 liter	0,53 kg
33 cl Engangs glasflaske	45,6 kg	0,30 kg	0,1 liter	1,82 kg
33 cl Aluminiumsdåse	33,8 kg	1,89 kg	0,084 liter	3,43 kg
50 cl Aluminiumsdåse	26,2 kg	1,25 kg	0,061 liter	2,37 kg
33 cl Ståldåse	49,4 kg	1,94 kg	0,18 liter	10,17 kg
50 cl Ståldåse	38,6 kg	1,29 kg	0,14 liter	8,20 kg

Tabel 2.7
Oversigt over fremkomne mængder af procesaffald ved distribution af 1.000 liter øl.

Mængderne af industriaffald er lavest og på samme niveau for genpåfyldelige glasflasker og for aluminiumsdåser. For engangsflasker af glas og for ståldåser er mængderne noget større.

De mindste mængder miljøfarligt affald fremkommer fra genpåfyldelige glasflasker og dernæst fra engangsflasker. Mængderne fra de 4 dåseemballager ligger på samme niveau og er væsentligt højere.

Fremkomsten af radioaktivt affald er størst for ståldåser og noget mindre for de øvrige emballager.

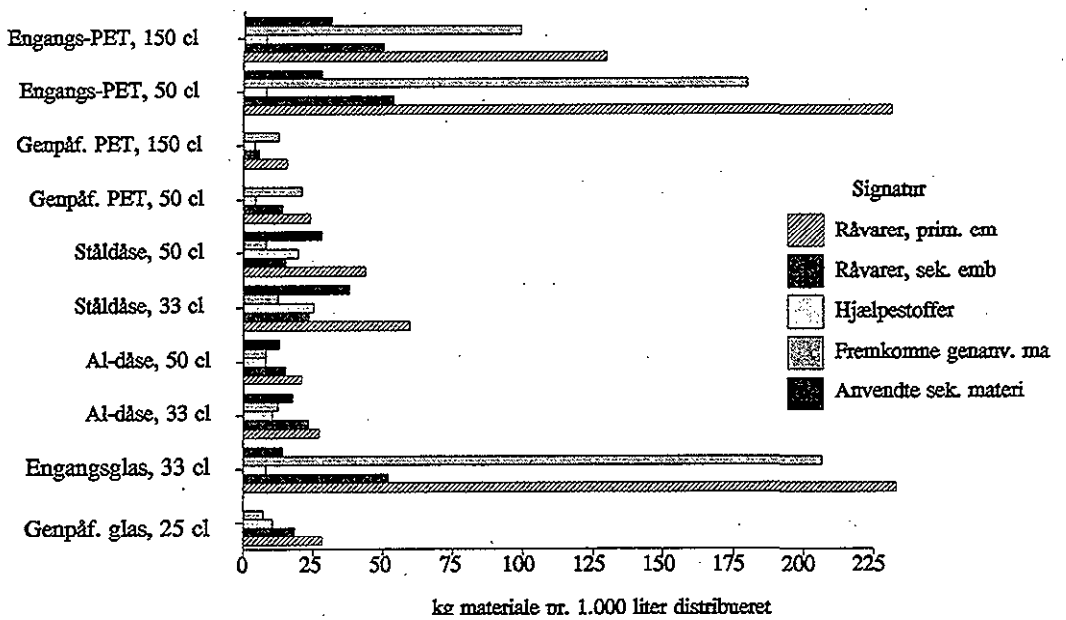
Fremkomsten af uspecificeret affald er størst for ståldåser, noget mindre for aluminiumsdåser og engangsflasker og mindst for genpåfyldelige glasflasker.

2.4 Emballager til læskedrik

I det følgende er et resume af kortlægningens resultater for emballager til læskedrik præsenteret. Der er medtaget resultater for materialeforbrug, energi, emissioner til luft og vand samt affald. Resultaterne er uddybet og kommenteret i kapitel 14.

2.4.1 Materialeforbrug

Materialeforbruget er opgjort som materialer til fremstilling af selve emballagen, flasken eller dåsen, og til øvrig emballage i form af etiketter, kapsler, kasser m.v. Derudover er forbruget af hjælpestoffer opgjort. Mængden af fremkomne genanvendelige materialer og forbrugte øvrige materialer er ligeledes opgjort. Opgørelsens resultat er vist i figur 2.5.



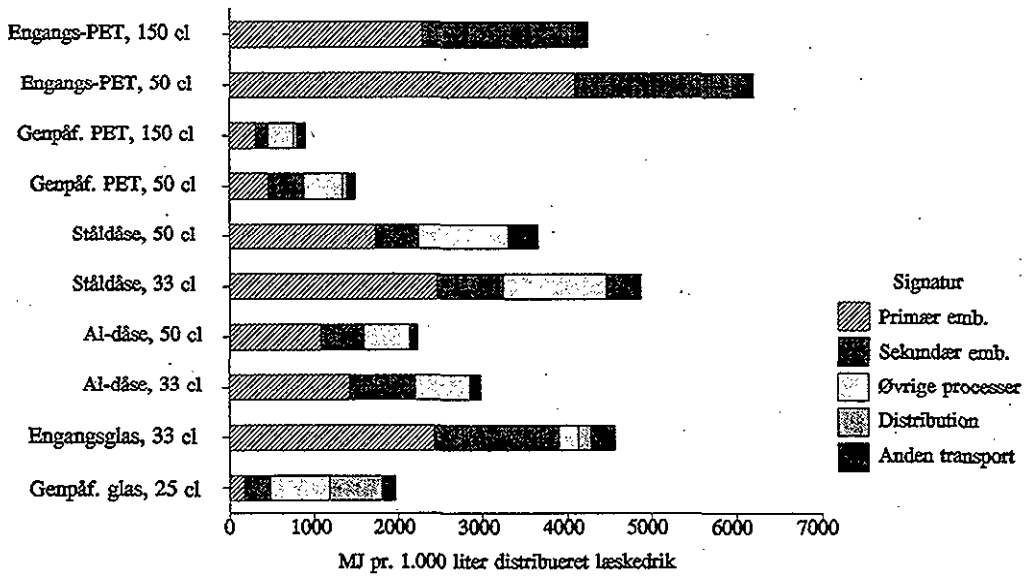
Figur 2.5
Opgørelse af materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Når der tages hensyn til de fremkomne materialer, og at de anvendte råmaterialer har forskellig forsyningshorisont, er det ikke muligt umiddelbart at sammenligne forbruget af råmaterialer for de 10 emballager og udpege den med det mindste og største forbrug.

2.4.2 Energiforbrug

Energiforbruget er opgjort i form af energi til processer og transport. I figur 2.6 er illustreret de 10 opgørelser.

Usikkerheden på disse data er i størrelsesordenen ±30% jf. Bilag 2, og dertil kommer variation i form af allokeringsmetoder og systemændringer, der belyses via følsomhedsanalyser.



Figur 2.6
Energiforbrug til processer og transport for distribution af 1.000 liter læskedrik.

Af figur 2.6 fremgår det at energiforbruget til fremstilling af den primære emballage (flasker og dåser) er størst for engangsflasker af PET, men også er af væsentlig betydning for engangsflasker af glas samt dåser af aluminium og stål.

Energiforbruget til den sekundære emballage er især stort for engangsflasker af PET og glas. Dette skyldes primært antagelsen om, at disse emballeres i kartonkasser.

Energiforbruget til distribution er relativt stort for genpåfyldelige flasker af glas, noget mindre for engangsflasker af glas og beskedent for de øvrige emballager.

På grund af den usikkerhed, resultaterne er behæftet med (usikkerhed, allokering og følsomhed), kan forskelle i det samlede energiforbrug for de enkelte emballager ikke klart udpeges.

Energiressourcer

Energiforbruget til processer og transport er omregnet til primære energiressourcer. Opgørelse af dette er vist i tabel 2.8.

Usikkerheden på de data, energiressourcerne er beregnet på grundlag af, er i størrelsesordenen ±30%, det vurderes, at usikkerheden på energiressourcerne er i størrelsesordenen ±100%. Dertil kommer variation i form af allokeringsmetoder og systemændringer, der belyses gennem følsomhedsanalyser.

Af opgørelsen af de forbrugte energiressourcer fremgår, at der forbruges mest af de fornyelige energiressourcer (vand og træ) til aluminium og ståldåser, dernæst kommer engangsflasker af PET og mindst forbruges til glasflasker og genpåfyldelige flasker af PET.

Med hensyn til ikke fornyelige ressourcer med lang forsyningshorisont (stenkul og brunkul) forbruges mest til engangsflasker af PET, lidt mindre til ståldåser og engangsflasker af glas og mindst til genpåfyldelige glasflasker, genpåfyldelige PET-flasker og aluminiumsdåser.

Råolieforbruget er højere for engangsflasker af PET, glasflasker og ståldåser end for aluminiumsdåser og genpåfyldelige PET-flasker.

Forbruget af gas er betydeligt større for engangsflasker af glas, da der anvendes store mængder naturgas som energikilde ved glassmeltning. De mindste forbrug af gas er for genpåfyldelige glasflasker og genpåfyldelige PET-flasker.

Med hensyn til forbruget af uran er det lavest for glasflasker og genpåfyldelige PET-flasker og noget højere for de øvrige emballager.

	Stenkul	Brun-kul	Råolie	Gas	Uran	Potentielt energiind-hold i vand	Træ i skove
25 cl Genpåf. glasflaske	48,5 kg	5,6 kg	42,5 kg	10,4 Nm^3	0,36 g	26 MJ	0,56 kg
33 cl Engangsglasflaske	70 kg	16,4 kg	41 kg	90,6 Nm^3	0,97 g	85 MJ	0,87 kg
33 cl Aluminiumsdåse	32,7 kg	12,7 kg	23,2 kg	22 Nm^3	3,7 g	1.000 MJ	0,40 kg
50 cl Aluminiumsdåse	25,7 kg	8,9 kg	16,7 kg	15 Nm^3	2,8 g	847 MJ	0,31 kg
33 cl Ståldåse	93,0 kg	47,6 kg	55,5 kg	35 Nm^3	3,4 g	804 MJ	1,08 kg
50 cl Ståldåse	74,0 kg	36,6 kg	42,7 kg	26 Nm^3	2,6 g	551 MJ	0,85 kg
Genpåf. PET-flaske 0,5 liter	34,8 kg	7,9 kg	28,7 kg	6,0 Nm^3	0,50 g	35 MJ	0,41 kg
Genpåf. PET-flaske 1,5 liter	26,0 kg	4,3 kg	18,1 kg	3,5 Nm^3	0,27 g	20 MJ	0,30 kg
Engangsflaske af PET, 0,5 liter	112 kg	43,1 kg	73,9 kg	34,9 Nm^3	2,56 g	209 MJ	1,31 kg
Engangsflaske af PET, 1,5 liter	83 kg	30,3 kg	52,5 kg	24,7 Nm^3	1,80 g	147 MJ	0,96 kg

Tabel 2.8
Forbrug af primære energiressourcer til distribution af 1.000 liter læskedrik.

2.4.3 Emissioner til luft og vand

Usikkerhed

Emissioner til luft og vand er opgjort med en usikkerhed, der ligger i størrelsesordenen 50-100%, lavest for de procesrelaterede emissioner og noget højere for de emissioner, der er knyttet til transport og produktion af primær energi.

Udvalgte komponenter

Nærværende sammenstilling er gennemført ud fra en begrænset antal udvalgte luftbårne og vandbårne komponenter. Der er gennemført opgørelser for et stort antal luftbårne og vandbårne komponenter, som er opstillet i kapitlerne 6, 8, 9, 10, 11 og 12 samt i delrapporterne 1 til 6. For overskuelighedens skyld har det ikke været muligt at medtage alle her.

Ved en overordnet sammenstilling ses, at udledningen af luftbårne komponenter mængdemæssigt er væsentlig større fra de 10 kortlagte emballager end udledningen af vandbårne komponenter.

Luftbårne komponenter

De samlede emissioner til luft fremgår af tabel 2.9.

	Partikler	Kuldioxid	Svovldioxid	Kvælstofoxider	Kulbrinter	Radioaktivitet
25 cl Genpåf. glasflaske	0,34 kg	239 kg	1,47 kg	1,67 kg	1,19 kg	31 MBq
33 cl Engangs glasflaske	0,77 kg	529 kg	2,67 kg	1,94 kg	1,89 kg	85 MBq
33 cl Aluminiumsdåse	0,54 kg	178 kg	1,44 kg	0,60 kg	0,93 kg	327 MBq
50 cl Aluminiumsdåse	0,41 kg	64 kg	1,04 kg	0,44 kg	0,68 kg	248 MBq
33 cl Ståldåse	1,43 kg	431 kg	3,23 kg	1,35 kg	1,88 kg	294 MBq
50 cl Ståldåse	1,12 kg	333 kg	2,45 kg	1,05 kg	1,44 kg	224 MBq
0,5 liter genpåf. PET-flaske	0,23 kg	178 kg	1,39 kg	0,64 kg	0,73 kg	42 MBq
1,5 liter genpåf. PET-flaske	0,16 kg	116 kg	0,85 kg	0,49 kg	0,50 kg	23 MBq
0,5 liter Engangs PET-flaske	0,80 kg	599 kg	4,30 kg	2,02 kg	2,52 kg	223 MBq
1,5 liter Engangs PET-flaske	0,60 kg	415 kg	3,21 kg	1,45 kg	1,86 kg	157 MBq

Tabel 2.9
Samlede luftbårne emissioner fra emballager ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Emissionen af partikler er størst for ståldåser, noget mindre for glasflasker, aluminiumsdåser og engangsflasker af PET og mindst for genpåfyldelige flasker af PET.

Opgørelsen af kuldioxid giver ikke noget klart billede ved sammenstilling mellem de 10 emballager, da bidrag fra processer for PET-flasker, stål- og aluminiumsdåser samt sekundær emballage (kapsler, kasser m.v.) ikke er opgjort.

Emissionerne af svovldioxid er mindst fra genpåfyldelige PET- og glasflasker samt aluminiumsdåser og større for de øvrige emballager.

Emissionerne af kvælstofoxider er størst for engangsflasker af PET og for glasflasker, noget mindre fra ståldåser og mindst fra aluminiumsdåser og PET-flasker.

Emissionerne af kulbrinter er antagelig mindst for aluminiumsdåser og genpåfyldelige PET-flasker, men på grund af usikkerhederne på opgørelsen (50-100%), kan en sammenstilling ikke give en klar udpegning af de emballager, der medfører de mindste eller største emissioner.

Opgørelsen viser at aktiviteten fra luftbårne radioaktive stoffer er mindst for genpåfyldelige flasker af PET og glas, lidt større for engangsflasker af glas og noget større for de øvrige emballager.

Vandbårne komponenter

De samlede emissioner til vand fremgår af tabel 2.10.

Emballage	Opløste og suspenderede stoffer	BOD	COD	Radioaktivitet
25 cl Genpåf. glasflaske	52,1 g	4.000 g	4.260 g	0,29 MBq
33 cl Engangs glasflaske	202 g	36 g	305 g	0,78 MBq
33 cl Aluminiumsdåse	125 g	24 g	200 g	2,9 MBq
50 cl Aluminiumsdåse	85 g	16 g	133 g	2,2 MBq
33 cl Ståldåse	170 g	24 g	203 g	2,7 MBq
50 cl Ståldåse	121 g	16 g	134 g	2,1 MBq
0,5 liter genpåf. PET-flaske	36 g	4.000 g	4.230 g	0,40 MBq
1,5 liter genpåf. PET-flaske	22 g	4.000 g	4.218 g	0,22 MBq
0,5 liter Engangs PET-flaske	262 g	51 g	428 g	2,1 MBq
1,5 liter Engangs PET-flaske	234 g	54 g	459 g	1,4 MBq

Tabel 2.10
Samlede vandbårne emissioner fra emballager ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Opgørelsen af suspenderede og opløste stoffer tyder på, at udledningen er lavest for de genpåfyldelige flasker af PET og glas, noget højere for aluminiumsdåser, ståldåser og engangsflasker af glas og højest for engangsflasker af PET.

Udledningen af BOD knytter sig for genpåfyldelige flasker af glas og PET til vask af flaskerne på tapperiet. De øvrige relativt små udledninger stammer fra produktion af papir.

Udledningen af COD knytter sig for genpåfyldelige flasker af glas og PET til vask af flaskerne på tapperiet. Ud fra forholdet mellem BOD og COD vurderes det, at spildevandet fra tapperi kan betegnes som letnedbrydeligt. De øvrige relativt små udledninger stammer fra produktion af papir. Ud fra forholdet mellem BOD og COD vurderes det, at spildevandet fra papirfremstilling er tungtnedbrydeligt.

Opgørelsen viser, at aktiviteten fra vandbårne radioaktive stoffer er mindst for genpåfyldelige flasker af glas og PET samt engangsflasker af glas og noget større for de øvrige emballager.

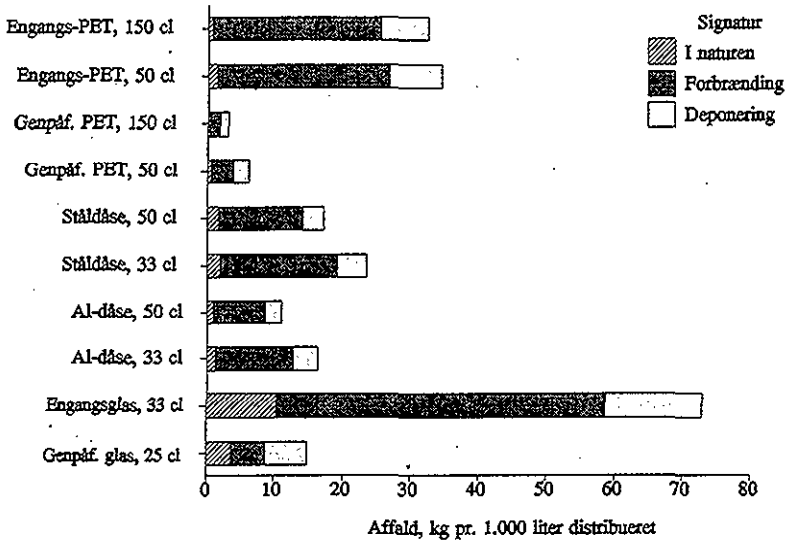
2.4.4 Affald

Affald fremkommer i form af kasserede ikke returnerede emballager og i form af procesaffald.

En overordnet sammenstilling viser, at mængderne af emballageaffald er på samme niveau eller mindre end mængderne af procesaffald. Dette gælder dog ikke for engangsemballager af glas.

Kasserede emballager

I figur 2.7 er illustreret de affaldsmængder, der fremkommer i form af kasserede, ikke returnerede emballager.



Figur 2.7
Affaldsmængder i form af kasserede ikke returnerede emballager ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Fordelingen af kasserede emballager mellem henkastning i naturen og indsamling med dagrenovation er baseret på antagelse om en fordeling på 20%/80%.

Procesaffald

De opgjorte affaldsmængder er opgjort med en usikkerhed, der ligger i størrelsesordenen 50-100%.

Emballage	Industriaffald	Miljøfarligt affald	Radioaktivt affald	Uspecificeret affald
Genpåf. glasflaske	23,3 kg	0,07 kg	0,1 liter	0,69 kg
Engangsflasker af glas	35,7 kg	0,31 kg	0,1 liter	1,11 kg
33 cl Aluminiums dåser	33,8 kg	1,89 kg	0,084 liter	3,43 kg
50 cl Aluminiumsdåser	26,2 kg	1,25 kg	0,061 liter	2,37 kg
33 cl Ståldåser	49,4 kg	1,94 kg	0,18 liter	10,17 kg
50 cl Ståldåser	38,6 kg	1,29 kg	0,14 liter	8,20 kg
0,5 liter genpåf. PET-flaske	17,4 kg	0,04 kg	0,09 liter	0,150 kg
1,5 liter genpåf. PET-flaske	12,4 kg	0,026 kg	0,06 liter	0,076 kg
0,5 liter Engangs PET-flaske	55,7 kg	0,11 kg	0,23 liter	2,7 kg
1,5 liter Engangs PET-flaske	40,6 kg	0,08 kg	0,16 liter	2,6 kg

Tabel 2.11
Oversigt over fremkomne mængder af procesaffald for distribution af 1.000 liter læskedrik.

De samlede mængder af procesaffald fremgår af tabel 2.11.

Mængden af industriaffald fra primær energiproduktion er lavest genpåfyldelige PET-flasker, dernæst kommer glasflasker og aluminiumsdåser. De største mængder fremkommer ved engangsflasker af PET og ståldåser.

Der fremkommer primært miljøfarligt affald fra aluminium- og ståldåser og relativt små mængder fra de øvrige emballager.

Fremkomsten af radioaktivt affald er størst for ståldåser og engangsflasker af PET, noget mindre for glasflasker og mindst for genpåfyldelige PET-flasker og aluminiumsdåser.

Fremkomsten af uspecificeret affald er størst for ståldåser, lidt mindre for engangsflasker af PET og aluminiumsdåser, noget mindre for glasflasker og mindst for genpåfyldelige PET-flasker.

3 Metode

I nærværende kapitel beskrives de anvendte LCA-principper. Endvidere er der redegjort for kortlægningens formål og anvendelse af resultater samt for de parter, der har været inddraget.

De opstillede forudsætninger for kortlægning af emballagesystemer med hensyn til funktionel enhed, returprocenter og systemafgrænsning er behandlet. Allokering er behandlet kort i nærværende kapitel og mere udførligt i kapitel 4.

Kortlægningen omfatter principielt 6 emballagesystemer:

- Genpåfyldelige flasker af glas (øl og læskedrik)
- Engangsflasker af glas (øl og læskedrik)
- Aluminiumsdåser (øl og læskedrik)
- Ståldåser (øl og læskedrik)
- Genpåfyldelige flasker af PET (læskedrik)
- Engangsflasker af PET (læskedrik)

De 6 emballagesystemer med i alt 12 emballager er præsenteret i nærværende kapitel.

Der er givet en kort redegørelse for de valgte parametre til beskrivelse af materialeforbrug, energiforbrug, emissioner og affald samt de generelle forudsætninger og antagelser, der gælder for alle emballagesystemerne.

Datakvalitet, - hvilke data der er indsamlet, hvorledes de er behandlet og hvor de grundliggende data kan genfindes, er beskrevet.

Afslutningsvis er der redegjort for den gennemførte kvalitetssikring af projektet.

3.1 Generelle principper

Livscyklusvurderinger er et værktøj, der kan anvendes til at vurdere de miljømæssige effekter, der er forbundet med et produkt.

En LCA omfatter hele produktets livscyklus fra "vugge" til "grav" og alle processer, der indgår i produktets levetid: Udvinding af råmaterialer og oparbejdning af disse, fremstilling af materialer, fremstilling af produktet, distribution, forbrug, genanvendelse, genvinding af materiale, forbrænding, deponering samt transport mellem alle procestrin.

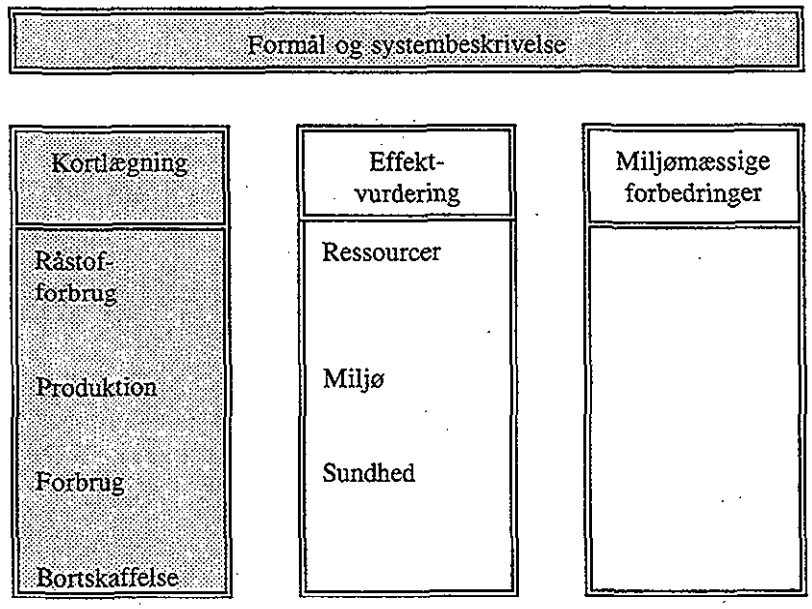
Gennem en livscyklusvurdering identificeres og kvantificeres forbrug af energi og materialer samt emissioner til miljøet og påvirkningen af miljøet vurderes.

Opbygning af en LCA

En livscyklusvurdering kan principielt opdeles i følgende hovedelementer (Consoli, F. et al., Editors. *Guidelines for Life-Cycle Assessment: A "Code of Practice"*. SETAC, 1993 (SETAC står for Society):

1. Formål og systembeskrivelse (Eng: Goal definition)
2. Kortlægning (Eng: Inventory)
3. Effektvurdering (Eng: Impact assessment)
4. Miljømæssige forbedringer (Eng: Improvement)

Disse hovedelementer i en livscyklusvurdering er skitseret af SETAC, se figur 3.1.



Figur 3.1
Hovedelementer i LCA foreslået af SETAC.

De 4 hovedelementer omfatter:

Formål og systembeskrivelse

Formål og systembeskrivelse består af en definition af de ønskede mål samt en afgrænsning af det/de systemer, som vurderingen omfatter.

Under formål og systembeskrivelse inddeles hele produktets livscyklus i trin, fra udvinding af råmaterialer ("vuggen") over produktion, anvendelse og genanvendelse/genvinding til bortskaffelse ("graven"). Systemgrænsen for hvert livscyklustrin defineres, så det fremgår hvilke processer, der er omfattet og hvilke der evt. er udeladt.

Kortlægning

Kortlægningen er en kvantitativ opgørelse af forbruget af råvarer og energi samt emissioner og affald for hvert livscyklustrin. Dataindsamlingen udføres under hensyntagen til de opstillede mål og systemgrænser.

Effektvurdering

Ud fra kortlægningens opgørelse af ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder udføres en samlet vurdering af effekter med hensyn til ressourcer, miljø og sundhed.

Forbedring

I forbedringsfasen foretages miljømæssige forbedringer på baggrund af miljømæssige, samfundsmæssige og politiske forhold.

Nordisk, CEN, ISO

Der foregår metodeudvikling inden for LCA i en række sammenhænge her i blandt i SETAC. I Nordisk regi er der netop færdiggjort en Guideline for livscyklusvurderinger, der på de fleste punkter ligger tæt op af SETAC. Den Nordiske Guideline er dog mere konkret end de retningslinier, der er udstukket af SETAC.

Inden for standardiseringsområdet (CEN, ISO) er der ligeledes sat et arbejde i gang, som omfatter opstilling af retningslinier for LCA.

Dette arbejde har været fulgt nøje under udarbejdelsen af kortlægningen, således at metoder i nærværende rapport følger hovedprincipperne i standardiseringsarbejdet.

Status for LCA

Livscyklusvurderinger er langt fra et færdigudviklet værktøj. Der foregår som nævnt i øjeblikket et stort arbejde i flere forskellige internationale sammenhænge for at udvikle og udbygge metoderne inden for livscyklusvurderinger. Der findes endnu ikke en international anerkendt konsensus på området, hvilket bevirker, at der er uenighed om flere af metodens grundliggende principper, f.eks allokeringsregler og krav til datakvaliteten.

Kort sammenfattet er status for livscyklusvurderinger i dag, at de to første elementer: "Formål og systembeskrivelse" samt "Kortlægning" er grundigt beskrevet og gennemarbejdet. Metoderne benyttes i Europa og USA, men der er dog stadig områder, hvor forskellige metoder benyttes, og områder hvor yderligere udvikling og forskning kræves.

Effektvurderingen (3. element) kræver endnu et temmelig grundliggende udviklings- og forskningsarbejde for at kunne anvendes i praksis. Dette drejer sig om værdisætning af effekter, fx. hvordan forskellige toksiske stoffer og koncentrationer i vand kan sammenstilles. Endvidere mangler datagrundlaget for beregning af flere effektkategorier.

På denne baggrund omfatter denne rapport udelukkende element 1: Formål og systembeskrivelse samt element 2: Kortlægning.

3.2 Kortlægningens mål

3.2.1 Anvendelse af resultater

Kortlægningens resultater kan anvendes på to måder, dels til en udpegning af de mest miljøbelastende forhold ved et emballagesystem og dels til en vis sammenstilling af emballagetyper.

Udpegning af hot spots

Kortlægningen kan danne grundlag for at udpege de mest miljøbelastende forhold (hot spots) i et emballagesystems livscyklus med hensyn til materialeforbrug, energiforbrug, emissioner til luft og vand samt affald.

En sådan udpegning kan danne grundlag for forbedringer af det enkelte emballagesystem, hvor de væsentligste miljøbelastninger minimeres. Dette kan fx. omfatte anvendelse af nye hjælpestoffer, minimering af energiforbrug eller minimering af affaldsmængder.

Sammenstilling

En sammenligning af produktsystemer kan principielt først foretages efter en effektvurdering, hvor bidragene til en række effektkategorier er opgjort.

Ud fra en kortlægning kan der foretages en sammenligning af ligeværdige forbrug af råstoffer. Energiforbrugene til de enkelte emballagesystemer kan ligeledes sammenstilles som en indikator for den miljøbelastning, energifremstilling forårsager i form af ressourceforbrug, emissioner, affaldsmængder.

For emissioner kan der foretages en sammenstilling af de samme typer af luftbårne og vandbårne emissioner. Af luftbårne emissioner vil dette primært omfatte kuldioxid, svovldioxid samt kvælstofoxider. Af vandbårne emissioner vil dette primært omfatte biologisk belastning (BOD og COD).

For fremkomne affaldsmængder kan der foretages en sammenstilling af mængden af et begrænset antal affaldskategorier. Mængderne alene siger dog intet om den miljømæssige påvirkning.

På basis af en sammenstilling af en kortlægnings resultater kan det være yderst vanskeligt at udpege et system, som er mindre miljøbelastende end et andet, da effekterne af de enkelte forhold ikke er opgjort.

Nærværende kortlægning

I nærværende kortlægning er det formålet at gennemføre en kortlægning af udvalgte eksisterende emballagesystemer til øl og læskedrikke og relevante alternativer. På basis heraf sammenstilles opgørelser af:

- materialeforbrug,
- energiforbrug,
- emissioner til luft,
- emissioner til vand samt
- fremkomsten af affald.

De væsentligste ligheder og forskelligheder udpeges og kommenteres.

3.2.2 Parter, der har været inddraget

Opdragsgiver

Projektet er gennemført med 100% støtte fra Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi. Miljøstyrelsen er sekretariat for Rådet og har fulgt og kommenteret projektet løbende.

Datakilder

Under projektet har der ikke været nedsat nogen formel følgegruppe. Derimod har parter, som har bidraget til projektet med oplysninger, og som har ønsket det, haft mulighed for at kommentere uddrag af rapporteringen undervejs.

Under projektet har der været kontakt til producenter af materialer og emballager. Dertil kommer brugere af emballagerne: bryggerier og tapperier samt producenter og leverandører af kasser, kapsler, etiketter m.v.

Med hensyn til produktion af emballager af glas er der rettet henvendelse til Holmegaards Glasværker. Oplysninger omkring tapning og distribution er primært blevet givet af Carlsberg. Endvidere er Carlsbergs leverandører af kasser, kapsler, etiketter m.v. blevet kontaktet.

Oplysninger vedrørende dåser af aluminium er primært blevet givet af PLM Fosie, Malmö samt Gränges, Finspong. Oparbejdning af bauxit til aluminium er baseret på litteraturdata. Oplysninger omkring tapning er blevet givet af Carlsberg. Vedrørende distribution er der taget udgangspunkt i de transportforhold, Carlsberg har oplyst for genpåfyldelige flasker af glas.

Oplysninger vedrørende fremstilling af ståldåser er dels baseret på oplysninger fra litteraturen og dels blevet indsamlet fra producenter i Frankrig og England. Oplysninger vedrørende oparbejdning af stål er baseret på litteraturdata. Vedrørende distribution er der taget udgangspunkt i de transportforhold, Carlsberg har oplyst for genpåfyldelige flasker af glas.

For PET-flasker er der taget kontakt til Höechst og Eastman Chemicals med hensyn til fremstilling af selve plasten. Fremstilling af flaskerne er baseret på Holmia (Danmark) samt Holmias leverandører i udlandet. Oplysninger om tapning og distribution er givet af 4 forskellige parter. Derudover er leverandører af låg, etiketter, lim samt plastkasser blevet kontaktet.

3.3 Definition af systemer

3.3.1 Inddeling i livscyklustrin

For at gøre en sammenstilling mellem de forskellige emballagesystemer mulig, omfatter de forskellige systemers livscyklus de samme trin.

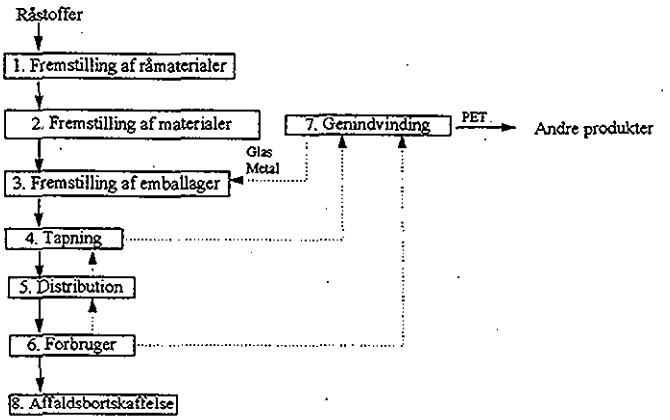
Trininddelingen fremgår af flowskemaet i figur 3.3. Alle emballagesystemerne gennemgås efter denne overordnede inddeling, og nummereringen af hvert trin går igen for de forskellige emballagesystemer. Eksempelvis har distributionen således for alle systemer nr. 5.

Fremstilling af råmaterialer (1.) omfatter udvinding af råstoffer, eventuel bearbejdning af råstoffer, samt transport indtil det sted hvor materialerne produceres.

Fremstilling af materialer (2.) inkluderer råvareforarbejdning og materialefremstilling fra råvarer til transport af det færdige grundmateriale til emballageproducenten.

Fremstilling af emballager (3.) indeholder fremstilling af emballagen ud fra de nødvendige grundmaterialer samt transport af emballagen til bryggeri eller tapperi.

Tapning (4.) inkluderer en eventuel rensning samt fyldning af de tomme emballager.



Figur 3.3
Livscyklustrin for emballagesystemer.

Distribution (5.) indbefatter transport fra tapperi til depoter og videre til detailsalg og forbruger. For det eksisterende retursystem for genpåfyldelige glasflasker og PET-flasker inkluderes endvidere transport af de tomme, returnerede flasker fra forbruger til tapperi.

Forbruger (6.) omfatter forbrugerens håndtering af emballagen.

Genindvinding (7.) indbefatter indsamling og forarbejdning af kasserede emballager. Slutproduktet i dette trin er grundmateriale, der kan indgå i emballageproduktionen. Transport fra genvindingsanlæg til emballageproducent er inkluderet i dette trin.

Affaldsbortskaffelse (8.) omfatter transport fra forbruger til affaldsbehandling på affaldsforbrændingsanlæg eller deponi samt affaldsbehandling.

3.3.2 Funktionel enhed

De kortlagte emballager har forskelligt rumindhold. For emballager til øl er der mindre forskelle - fra 33 cl og op til 50 cl og for emballager til læskedrikke væsentlige forskelle - fra 25 cl til 150 cl.

Da en af de væsentligste funktioner for en emballage er at sikre en hensigtsmæssig distribution af produktet, øl og læskedrik, er "den funktionelle enhed" valgt som distribution af et bestemt volumen.

Det antages, at de øvrige krav til emballagerne opfyldes af alle emballagerne, fx. holdbarhed af produktet i en given tidsperiode, modstandsdygtighed under transport, salgsfremmende for produktet, at emballagen ikke påvirker produktets kvalitet (smag), at emballagens bestanddele ikke diffunderer ind i produktet etc. Det ligger uden for dette projekts rammer at vurdere emballagernes kvalitet i forhold til hinanden.

Ved at basere valget af funktionel enhed som distribution af et bestemt volumen, kan kortlægningens resultater for forskellige emballagestørrelser sammenstilles.

Det er valgt at gennemføre kortlægningen på basis af 1.000 liter distribueret produkt. Dette volumen er alene valgt af hensyn til at opnå rimelige størrelsesordener for kortlægningens resultater.

Det årlige forbrug af øl i Danmark har de sidste år ligget på omkring 600 mio. liter. Forbruget af læskedrik har ligget på omkring 400 mio. liter, men med en stigende tendens. For emballager til øl skal kortlægningens resultater som eksempel ganges med en faktor 600.000 for at opnå forbruget pr. år, når der anvendes en emballagetype.

Ved valg af den funktionelle enhed som 1.000 liter distribueret produkt, kan den gennemførte kortlægning danne grundlag for en opgørelse, hvor der indgår flere forskellige emballagetyper, såfremt den forholdsmæssige fordeling mellem disse kendes. En sådan opgørelse vil dog kræve en vurdering af, hvorvidt indførelsen af flere, samtidige emballagesystemer vil få indflydelse på de opstillede forudsætninger - fx. returprocenterne.

3.3.3 Retursystemer

I det følgende defineres de væsentligste forhold i relation til returprocenter for genpåfyldelige emballager og for engangsemballager, der materialegenvindes.

For begge typer af emballager forudsættes, at størstedelen af de brugte emballager indsamles gennem et pantsystem.

Genpåfyldelige emballager

I systemskitsen for genpåfyldelige emballager, figur 3.4, tages der udgangspunkt i, at forbrugeren via detailhandlen modtager en given mængde emballager. Denne mængde svarer til 100% af den distribuerede mængde.

Returprocent

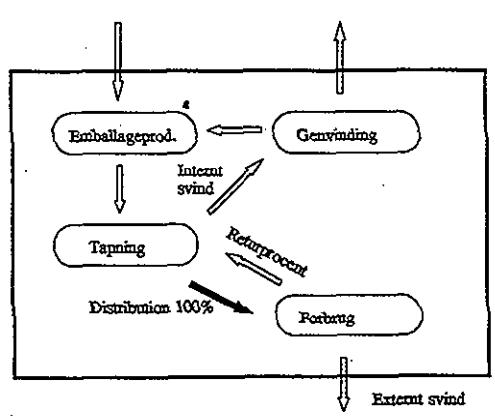
Den mængde emballager, der returneres fra forbrugeren til tapperiet via detailhandlen, defineres som returprocenten ($RP_{genpåfyldelig}$).

Externt svind

Den mængde emballager, der ikke returneres af forbrugeren betegnes som det externe svind ($S,extern_{genpåfyldelig}$). Denne størrelse angives almindeligvis i procent.

Internt svind

Ved fyldning af emballager er der et svind af nye og returnerede emballager på grund af kassation af slidte flasker etc. Dette svind betegnes det interne svind ($S,intern_{genpåfyldelig}$) og angives almindeligvis i procent.



Figur 3.4
Systemskitse for genpåfyldelige emballager.

Genbrugsprocent

Den mængde emballager, der er returneret og som kan genpåfyldes, defineres som genbrugsprocenten ($GP_{genpåfyldelig}$).

Supplering

Der skal tilføres nye emballager for at opretholde en konstant mængde af genpåfyldelige emballager. Mængden af nye emballager ($NE_{genpåfyldelig}$) defineres som summen af de to typer svind.

Følgende relationer for genpåfyldelige emballager kan opstilles mellem de definerede størrelser:

$$RP_{genpåfyldelig} = 100\% \div S,extern_{genpåfyldelig}$$

$$GP_{genpåfyldelig} = RP_{genpåfyldelig} \div S,intern_{genpåfyldelig}$$

$$NE_{genpåfyldelig} = S,extern_{genpåfyldelig} + S,intern_{genpåfyldelig}$$

Triptal

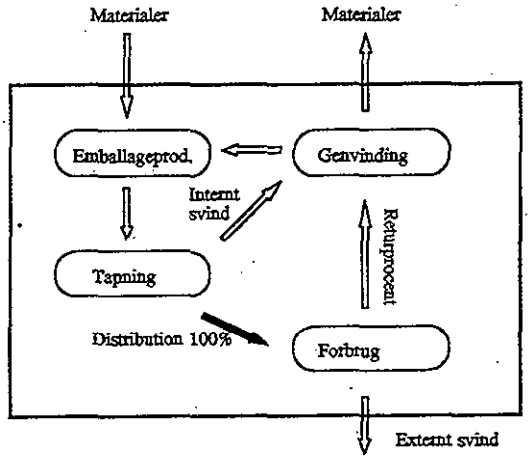
Triptallet er det antal gange en emballage i gennemsnit kan anvendes. Triptallet defineres som:

$$Triptal = \frac{100}{S,intern_{genpåfyldelig} + S,extern_{genpåfyldelig}}$$

Emballager, der materialegenvindes

I systemskitsen for emballager, der materialegenvindes (figur 3.5), forudsættes det, at brugte emballager indsamles gennem en pantordning, og at de indsamlede emballager oparbejdes til genanvendelige materialer med henblik på ny emballageproduktion eller andre produkter (PET).

Som for genpåfyldelige emballager tages der udgangspunkt i distribution af en given mængde emballager. Denne mængde svarer til 100% af den distribuerede mængde.



Figur 3.5
Systemskitse for emballager, der materialegenvindes.

Returprocent

Den mængde emballager, der returneres fra forbrugeren til genvinding defineres som returprocenten ($RP_{mat.genvinding}$).

Externt svind

Den mængde emballager, der ikke returneres fra forbrugeren betegnes som det externe svind ($S,extern_{mat.genvinding}$).

Internt svind

Under tapning af emballager vil en vis mængde emballager blive kasseret på grund af fejl i emballager og fejl under tapning. Denne mængde betegnes som det interne svind ($S, intern_{mat.genvinding}$).

Nye emballager

Den nye mængde emballager ($NE_{mat.genvinding}$), der er skal produceres for at kunne distribuere en given mængde, afhænger af det interne svind.

Følgende relationer for emballager, der materialegenvindes, kan opstilles mellem de definerede størrelser:

$$RP_{mat.genvinding} = 100\% \div S,extern_{mat.genvinding}$$

$$NE_{mat.genvinding} = 100\% + S,intern_{mat.genvinding}$$

3.3.4 Returprocenter

Der er forskel på den måde, hvorpå returprocent og størrelsen af det externe og interne svind er fastlagt for henholdsvis genpåfyldelige flasker og emballager, der materialegenvindes.

For det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige flasker af glas og PET er der taget udgangspunkt i den returprocent, man har i dag. Returprocenten er fastsat ud fra oplysninger fra Carlsberg/Tuborg, andre bryggerier samt Danske Læskedrik Fabrikanter.

Pant

Svenske erfaringer viser, at returprocenten for aluminiumsdåser ligger i nærheden af 90%. Den svenske pant på dåser er i dag 0,50 S. kr. mod 1,25 Dk kr. for genpåfyldelige ølflasker i Danmark.

Det forudsættes, at panten på dåser og engangsflasker i Danmark kommer til at ligge på det niveau, man har i Sverige i dag. Returprocenten på dåser og engangsflasker vil derfor være lavere end for genpåfyldelige flasker.

Udgangspunkt

Der er i det danske retursystem forudsat en returprocent på 98,5% for genpåfyldelige flasker af glas og PET og et internt svind på henholdsvis 1,2% og 3%. Ved opgørelse af returprocenten har svingninger i distribueret mængde, cirkulationsmængde (flaskebestand) samt forholdet mellem internt og externt svind en væsentlig betydning.

Den fastsatte returprocent på 98,5% er baseret på forskellige aktuelle oplysninger fra branchen.

Der er forudsat en returprocent på 90% for de fire emballagetyper: aluminiumsdåser, ståldåser og engangsflaske af glas og af PET, der materialegenvindes.

Følsomhedsanalyser

Da fastsættelse af returprocenter har væsentlig betydning for kortlægningens resultater, er der gennemført en følsomhedsanalyse af de returprocenter, der er fastlagt som udgangspunkt.

For genpåfyldelige glasflasker kan returprocenten muligvis blive lavere ved indførelse af alternative emballagesystemer. Forholdene ved en returprocent på 90% og 95% er derfor vurderet. Da det interne svind for genpåfyldelige flasker er relativt usikkert bestemt, er der gennemført en vurdering af forholdene ved varierende størrelser af dette svind.

For de systemer, hvor emballagerne materialegenvindes, er der foretaget en vurdering af forholdene ved en returprocent på 85% (lavere end udgangspunktet) og på 98,5% (som genpåfyldelige flasker).

De anførte følsomhedsanalyser er beskrevet under kortlægningen af de enkelte emballagetyper i kapitel 5 til 12.

3.3.5 Systemafgrænsning

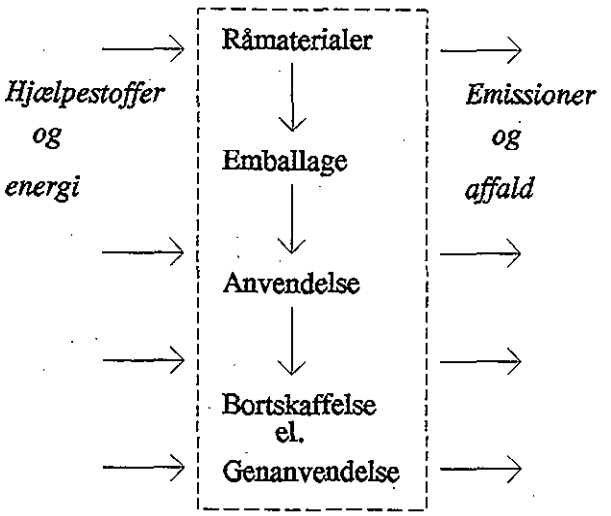
Omfang

Der tages udgangspunkt i den primære emballage eller salgsemballagen, det vil sige flasken med etiket og kapsel samt alternativt dåsen.

Kortlægningen omfatter ligeledes den sekundære emballage eller multipak-emballage. Denne har til formål at sammenpakke flere primæremballager og bruges som transportemballage fra tapning til detail/forbruger. Det er eksempelvis plastkasser til returflasker og kartonkasser og plastfolie til dåser samt engangsflasker.

Systemgrænser

I kortlægningen følges emballagerne fra de udvindes ("vuggen") og til de genanvendes eller bortskaffes som affald ("graven"). Den principielle afgrænsning er vist i figur 3.6.



Figur 3.6
Principiel systemafgrænsning for de opstillede emballagesystemer.

"Vuggen"

"Vuggen" i kortlægningen er principielt defineret ved udvinding af råstoffer fra jorden. For glas er det første trin således udgravning af sand, kalk samt natriumklorid og kalksten til produktion af soda.

Der indgår imidlertid også genanvendte materialer fra andre systemer, fx. glasskår fra vinflasker mv. For disse genanvendte materialer defineres "vuggen" efter indsamling af materialerne til genvinding, således at 1. trin starter med transport fra sorteringsanlæg og behandling/rensning/genvinding af materialerne.

Grænsen for, hvor "vuggen" går for genanvendte materialer fra andre systemer, uddybes yderligere i kapitel 4, Allokering.

"Graven"

"Graven" i kortlægningen er principielt defineret efter affaldsbehandling og slutdisponering.

For de materialer, der kan genvindes og anvendes til andre produkter, defineres "graven" ved indsamling af produkterne, således at transport og sortering er inkluderet, men den videre behandling/-rensning/genvinding og fremstilling af nye produkter ikke er inkluderet.

Grænsen for, hvor "graven" går for overskydende materialer, der kan anvendes i andre systemer, uddybes yderligere i kapitel 4, Allokering.

Specifikt niveau og generelt niveau

Kortlægningen er udført på to niveauer: Specifikt niveau og generelt niveau. Dette har været nødvendigt for at afgrænse omfanget af kortlægningen.

Specifikt niveau

Kortlægning på specifikt niveau foretages for hovedmaterialerne glas, aluminium, stål og PET.

Det er søgt at indsamle stedspecifikke data til kortlægning af alle livscyklustrin for hvert hovedmateriale. Det har dog været nødvendigt at supplere med litteraturdata i situationer, hvor stedspecifikke data ikke har været tilgængelige.

De anvendte stedspecifikke data er sammenstillet med data fra litteraturen i det omfang, det har været muligt at finde de nødvendige oplysninger.

Generelt niveau

Kortlægning på generelt niveau foretages for de øvrige emballager, dvs. kapsler, etiketter og plastkasser for det danske retursystem for genpåfyldelige flasker og lak, trykfarver, kartonbakker og Hi-Cone for dåsesystemerne samt kapsler, etiketter og krympefolie for engangsflasker.

Kortlægningen på generelt niveau foretages ud fra data fra litteraturen. Beskrivelserne er kortfattede, og materialeforbrug, energiforbrug, emissioner og affaldsmængder opgøres i to trin: samlet for fremstilling af råmaterialer, materialer og emballager, og desuden for bortskaffelsestrinnet. Endvidere er transport inkluderet.

Dataniveau

Systemerne for genpåfyldelige flasker af glas og af PET er behandlet på specifikt niveau, da disse eksisterer i Danmark i dag og er kendt på et detaljeret niveau. Fremstilling af engangsflasker af glas og aluminiumsdåser er ligeledes kendt og behandlet på specifikt niveau.

Oplysninger om systemet for engangsflasker af PET er baseret på oplysninger fra det eksisterende system for genpåfyldelige PET-flasker, korrigeret med data fra litteraturerne for engangs-PET-flasker.

For ståldåser har det ikke været muligt at tage udgangspunkt i en specifik produktion og derfor er systemet for ståldåser opstillet på grundlag af (litteraturdata samt specifikke produktionsoplysninger).

3.3.6 Allokeringsprincipper

Under kortlægningsdelen i en livscyklusvurdering er man ofte nødt til kunstigt at "opdele" flere systemer og fordele miljøbelastningerne mellem det produkt, man betragter, og den omgivende verden. Denne fordeling kaldes allokering.

Det princip for allokering, der vælges ved gennemførelse af en given LCA har væsentlig betydning for resultaterne.

Det er derfor valgt at foretage en nærmere vurdering af forskellige allokeringsprincipper og deres betydning for kortlægningen af de enkelte emballagesystemer.

Allokering er behandlet i kapitel 4. Der er taget udgangspunkt i at vurdere det allokeringsprincip, som giver den mindste miljøbelastning for det undersøgte system, det som giver den største miljøbelastning, og det allokeringsprincip som beskriver den realistiske situation bedst muligt.

3.4 Kortlagte systemer

I det følgende præsenteres de kortlagte systemer til øl og læskedrik. Kortlægningens resultater er anført i rapportens kapitel 5 til 12 samt de 6 delrapporter.

Der er i alt kortlagt 12 forskellige emballager. Af disse kan dåser af stål og aluminium anvendes til både øl og læskedrikke. En oversigt over disse emballager er vist i tabel 3.1.

Emballagesystem	Emballage (størrelse)	Genpåfyldning/ genvinding	Anvendelse Øl	Læskedrik
Genpåfyldelige glasflasker	33 cl, grøn	genpåfyld.	X	
	25 cl, klar	genpåfyld.		X
Engangs glasflaske	33 cl, grøn	genvind.	X	
	33 cl, klar	genvind.		X
Aluminiumsdåser	33 cl	genvind.	X	X
	50 cl	genvind.	X	X
Ståldåser	33 cl	genvind.	X	X
	50 cl	genvind.	X	X
Genpåfyldelig PET-flasker	50 cl	genpåfyld.		X
	150 cl	genpåfyld.		X
Engangsflasker af PET	50 cl	genvind.		X
	150 cl	genvind.		X

Tabel 3.1
Oversigt over kortlagte emballagetyper.

De kortlagte emballager har forskelligt rumindhold, som anført i tabel 3.1, men også forskellig emballagevægt. I tabel 3.2 er givet en oversigt over de enkelte emballagers vægt og den samlede emballagevægt for distribution af 1.000 liter produkt.

Emballagetype	Vægt pr. stk.	Antal pr. 1.000 liter	Vægt pr. 1.000 liter
33 cl genpåfyldelig grøn glasflaske	325 gram	3.030	985 kg
25 cl genpåfyldelig klar glasflaske	265 gram	4.000	1.060 kg
33 cl grøn engangsflaske af glas	205 gram	3.030	485 kg
33 cl klar engangsflaske af glas	205 gram	3.030	485 kg
33 cl aluminiumsdåse	15,0 gram	3.030	45,5 kg
50 cl aluminiumsdåse	18,8 gram	2.000	37,5 kg
33 cl ståldåse	28,4 gram	3.030	86,0 kg
50 cl ståldåse	36,6 gram	2.000	73,1 kg
50 cl genpåfyldelige PET-flaske	52 gram	2.000	104,0 kg
150 cl genpåfyldelig PET-flaske	103 gram	667	68,7 kg
50 cl engangsflaske af PET	25 gram	2.000	50,0 kg
150 cl engangsflaske af PET	42 gram	667	28,0 kg

Tabel 3.2
Oversigt over emballagevægt for de 12 emballager.

For de 12 emballager er der opstillet forskellige forudsætninger med hensyn til returprocenter og hvor stor en del der kasseres på tapperi og i emballageproduktion. Dette betyder noget for genbrugsprocenten (den andel, der genpåfyldes) og for genvindingsprocenten (den andel, der materialegenvindes i systemet).

I tabel 3.3 er vist en oversigt over returprocenter, kassation, genanvendelse og genvinding.

Emballagetype	Returprocent - fra forbruger	Kassation - efter indsamling	Genbrug - direkte genpåfyldning	Genvinding - potentiale for genvinding i systemet
33 cl genpåfyldelig grøn glasflaske	98,5%	1,2%	97,3%	1,2%
25 cl genpåfyldelig klar glasflaske	98,5%	1,5%	97,0%	1,5%
33 cl grøn engangsflaske af glas	90%	90%	0%	90%
33 cl klar engangsflaske af glas	90%	90%	0%	90%
33 cl aluminiumsdåse	90%	90%	0%	90%
50 cl aluminiumsdåse	90%	90%	0%	90%
33 cl ståldåse	90%	90%	0%	90%
50 cl ståldåse	90%	90%	0%	90%
50 cl genpåfyldelige PET-flaske	98,5%	3,5%	95%	0%
150 cl genpåfyldelig PET-flaske	98,5%	3,5%	95%	0%
50 cl engangsflaske af PET	90%	90%	0%	0%
150 cl engangsflaske af PET	90%	90%	0%	0%

Tabel 3.3
Oversigt over returprocenter samt genbrugs- og genvindingsprocenter for de valgte emballagetyper.

3.5 Kortlagte parametre

I dette afsnit redegøres der for udvælgelse af de parametre, der danner grundlag for kortlægningen. Der redegøres ligeledes for forudsætninger for de opstillede parametre.

Udvælgelse af parametre

I kortlægningen er følgende parametre opgjort for hvert livscyklustrin:

- materialeforbrug,
- energiforbrug,
- emissioner til luft,
- emissioner til vand og
- affaldsmængder.

Materialebalancer

Beregningerne i kortlægningen baseres på materialebalancer for hovedmaterialerne glas, aluminium, stål og PET. Ud fra disse balancer kortlægges alle parametrene.

3.5.1 Materialeforbrug

Materialeforbrug er opdelt i forbrug af råmaterialer og forbrug af hjælpematerialer. Kortlægningen omfatter hele livscyklus for råmaterialer, mens hjælpematerialer kun opgøres i forbrugt mængde.

Råmaterialer

Råmaterialer defineres som de råmaterialer, der indgår i selve materialet i første trin i livscyklus. Som eksempler på dette kan nævnes:

- For glas er råmaterialerne sand, soda, kalk samt glasskår.
- For primær aluminium er det aluminiummalm (bauxit) samt de øvrige råmaterialer, der anvendes til fremstilling af aluminium.
- For stål er det jernmalm samt de øvrige råmaterialer, der anvendes til fremstilling af stål.
- For PET er der råolie samt de øvrige råmaterialer, der anvendes til fremstilling af PET.
- For papir er det træ.

Til visse emballager anvendes sekundære materialer som erstatning for råstoffer. I kapitel 4, allokering, er der nærmere redegjort for disse forhold.

Hjælpestoffer

Hjælpestoffer defineres som stoffer og materialer, der anvendes ved bearbejdning af selve materialet, under brug af materialet/produktet, eller i anden sammenhæng forbruges i løbet af produktets livscyklus. Som eksempler kan nævnes:

- Ved bearbejdning af aluminium eller stål er valseolie et hjælpestof.
- Ved anvendelse af flasker er kemikalier til rengøring et hjælpestof.

Udgående strømme

Opgørelserne af materialeforbrug dækker både forbrug (indgående strømme) og fremkomst af materialer (udgående strømme). Således skabes der i retursystemet for engangsglasflasker et overskud af skår, som kan indgå i andre glasproduktioner.

De udgående materialestrømme i form af fx. sekundært (oparbejdet) aluminium eller indsamlede glasskår anvendes til andre formål uden for de kortlagte systemer. Miljøbelastningen (ressourceforbrug og emissioner) hidrørende fra disse materialestrømme er delvist tillagt det aktuelle emballagesystem efter allokeringsprincipperne beskrevet i kapitel 4.

Nogle anvendelser, fx. fremstilling af PET-flasker til levnedsmidler, kræver primære materialer. Der er derfor skelnet mellem primært (nyt) og sekundært (genanvendt) materiale, der ikke har samme "materialeværdi".

3.5.2 Energi

Energiforbruget er opgjort som den energitype og energimængde, der forbruges i systemet.

Energien er opgjort i:

- Energi anvendt direkte som procesenergi
- Energi til transport og
- Energifremstilling, fremkommet under forbrænding

For indgående materialer medregnes materialets energiindhold i energiregnskabet. Energiindholdet i materialet defineres som forbrændingsenergien, hvor der er taget udgangspunkt i den nedre brændværdi.

For de indgående og udgående materialestrømme opgøres energiindholdet i disse strømme.

Det direkte energiforbrug til processer og transport er opdelt på følgende kilder:

- naturgas,
- propan (da dette specifikt bruges i et af systemerne),
- olie,
- diesel og
- andet, herunder uspecificerede energiformer.

Dertil kommer forbruget af elektricitet.

Der er gennemført en beregning af det primære energiforbrug som omfatter:

- Udvinding og oparbejdning af de energiressourcer, der anvendes til dækning af energiforbruget ved processer og transport.

- Udvinding og oparbejdning af energiressourcer, der anvendes til el-produktion.

Grundlaget for beregning af energi til transport samt forholdene omkring primær energi er behandlet i en selvstændig delrapport: delrapport 7: Miljømæssig kortlægning af transport og energifremstilling, - beregningsgrundlag for miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrik.

Opgørelser og forudsætninger for beregning af primær energi er hovedsagelig baseret på "Ökoinventare für Energisysteme" af Frischknecht et al (1994).

Ved beregning af det primære energiforbrug er opgjort hvilke ressourcer i form af energikilder der medgår, samt de emissioner, der fremkommer ved udvinding af ressourcerne og ved el-produktion.

3.5.3 Emissioner

Emissioner i form af udledninger til luft og vand er opgjort samlet for hver emballage på hvert trin i livscyklus.

Emissionerne er opgjort i følgende 3 kategorier:

- Emissioner direkte fra processer
  - fx. udledning af spildevand fra rensning af flasker eller luftbårne emissioner fra bauxitproduktion.

- Emissioner fra transport
  - de luftbårne emissioner fra transport er opgjort.

- Emissioner fra energifremstilling
  - der henregnes både emissioner fra el-produktion, fremstilling af brændsler til transport samt udvinding af kul, olie, naturgas m.v.

Det har ikke været muligt at foretage en egentlig opgørelse af emissionerne ved affaldsforbrænding. I stedet er der foretaget en vurdering af hvilke emissioner, der forventes at forekomme i forbindelse med affaldsforbrænding af hvert af de anvendte materialer.

3.5.4 Affald

Affald er materialer, stoffer eller produkter, der i de enkelte systemer bortskaffes ved forbrænding eller deponering eller bortkastes i naturen.

I opgørelsen af affald er der skelnet mellem procesaffald og affald i form af brugte, kasserede emballager.

I forbindelse med industrielle processer er den konkrete bortskaffelsesform beskrevet i det omfang, det har været muligt.

Brugte, kasserede emballager bortskaffes enten gennem dagrenovationen eller bortkastes i naturen. Det antages, at 20% af de flasker, der ikke returneres, bortkastes i naturen.

Det antages, at de resterende 80% bortskaffes via dagrenovationen. Det forudsættes, at 80% af affaldet forbrændes og at 20% deponeres (Miljøstyrelsen, 1993).

I forbindelse med forbrænding af affald vil der for en række materialer ske en energiudvikling; i andre sammenhænge vil der forbruges energi.

Opgørelsen af energiudvikling i forbindelse med affaldsforbrænding er beregnet ud fra nedre brændværdi.

Ved behandling af affaldsprodukter i et forbrændingsanlæg er energiforbruget ved opvarmning og afkøling medtaget for de materialer, der ikke omsættes (fx. glas).

Endvidere er affald fra energifremstilling opgjort.

3.6 Forudsætninger og antagelser

I det efterfølgende anføres de forudsætninger, antagelser og udeladelser, der er generelle for alle de kortlagte emballagesystemer. Forudsætninger og antagelser for en specifik emballage er anført under behandling af de respektive emballager i kapitel 5 til 12.

Teknologiniveau

Der er taget udgangspunkt i den teknologi (procesudstyr, produktionsformer m.v.), der anvendes i dag, og som for de indsamlede data må betragtes som moderne teknologi. For de systemer, der i dag ikke eksisterer i Danmark, er der taget udgangspunkt i teknologi, der i dag anvendes i udlandet.

Etablering af systemer

I kortlægningen er det forudsat, at emballagesystemerne eksisterer. Forhold omkring etablering af produktionsfaciliteter og indsamlingsfaciliteter for emballagesystemerne er ikke medtaget.

Pantordning

Det forudsættes, at indsamling af brugte emballager i alle systemer sker gennem en pantordning.

Produktionsudstyr

I kortlægningen medregnes ikke produktionsudstyr, fabriksbygninger eller forbrug i forbindelse med personale m.v. Denne udeladelse foretages, da der i dag ikke er tilgængelige data for disse faktorer.

Transportemballager

I kortlægningen er transportemballage til nyproducerede flasker og dåser (dvs. paller, plast, spændebånd m.v.) ikke medtaget.

Betydningen af denne udeladelse er vurderet som værende lille på baggrund af energiberegninger foretaget af Sundström (Sundström, 1990). I Sundström's energivurdering af glasflasker og aluminiumsdåser er paller, krympeplast og spændebånd medtaget. For Sundström udgør energiforbruget til mellemlaget og spændebånd 3,5% af det totale energiforbrug for aluminiumsdåser med en genvindingsprocent på 90. For genpåfyldelige glasflasker udgør paller, mellemlag og spændebånd til transport af etiketter, kapsler og flasker ca. 0,6% af det totale energiforbrug med en genpåfyldning af flaskerne 30 gange.

Sundström opgør kun energi, hvorfor råvareforbrug, emissioner og affaldsmængder ikke umiddelbart kan benyttes fra denne reference.

Udeladelser

I kortlægningen er der en række forhold som er udeladt af forskellige årsager.

Inden projektets start blev det besluttet at følgende ikke skulle medtages i projektet:

- Arbejdsmiljø.
  Målet med kortlægning er udelukkende at foretage en vurdering baseret på eksterne miljøforhold. Derfor er arbejdsmiljømæssige og sundhedsmæssige forhold ikke medtaget.

- Sociale aspekter.
  Kortlægning af disse forhold er ikke medtaget, da de ligger uden for projektets rammer.

Af øvrige væsentlige udeladelser er:

- Ændring i landskaber m.v.
  I kortlægningen er der ikke taget hensyn til specielle behov for anvendelse af større eller mindre arealer eller ændringer i landskabet generelt, da det ikke har været muligt at kvantificere disse forhold i relation til kortlægningen.

- Støj- og lugtgener.
  Støj- og lugtgener er ikke medtaget i kortlægningen, da det på forhånd ikke kunne forventes at opnå et tilstrækkeligt datagrundlag i livscyklusperspektiv.

3.7 Datakvalitet

3.7.1 Dataindsamling

For hovedmaterialerne i hvert af systemerne er der, så vidt det har været muligt, indsamlet stedspecifikke data fra eksisterende processer i Danmark og Sverige.

Dette gælder for glas i det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige flasker, for glas for det opstillede system for engangsflasker med materialegenvinding, og for aluminium i det opstillede retursystem for aluminiumsdåser med materialegenvinding. Dette gælder ligeledes for genpåfyldelige PET-flasker. Data for engangsflasker af PET er primært baseret på data fra systemet for genpåfyldelige PET-flasker.

Det har ikke været muligt at indsamle stedspecifikke data for det opstillede ståldåsesystem. I stedet har data fra litteraturen dannet grundlag, hvorefter producenter af ståldåser har fået disse forelagt for kommentarer.

Der har været rettet henvendelser til nedennævnte industrier i forbindelse med indsamling af data. En uddybning af de indsamlede data findes i delrapporterne for hvert af emballagesystemerne (delrapport 1-6).

Tidsperiode for dataindsamling

De grundlæggende data i projektet er blevet indsamlet i forskellige perioder under projektet, der er blevet udarbejdet fra 1. januar 1993 til april 1995.

- Data for glasflasker til øl samt aluminium og ståldåser er primært indsamlet i perioden 1. januar til 1. april 1993.

- Data for PET-flasker samt glasflasker til læskedrik er primært indsamlet i perioden 15. september til 1. december 1993.

- Supplerende data for ståldåser samt grundlæggende data omkring opgørelse af energi er blevet indsamlet i perioden 1. marts til 1. oktober 1994.

Hvor det har været muligt, er de stedspecifikke data sammenholdt med indsamlede data fra litteraturen for at vurdere variationen for de opgivne data.

Genpåfyldelige glasflasker

For det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige glasflasker er de stedspecifikke data indsamlet fra:

- Holmegaards Glasværker A/S.
- Holmegaards hovedleverandør af sand.
- Holmegaards hovedleverandør af kalk (anonym).
- Carlsberg A/S.
- Bryggeriforeningen.
- Albani bryggeri.
- Bryggerigruppen A/S, der består af:
  Faxe Bryggeri A/S,
  Ceres Bryggerierne A/S,
  Thor Bryggerierne A/S samt
  The Robert Cain Bewery Ltd.

Engangsflasker af glas

For det opstillede system for engangsglasflasker med materialegenvinding er der taget udgangspunkt i data fra det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige flasker, og der er desuden suppleret med oplysninger til et engangsglasflaskesystem fra Holmegaards Glasværker A/S og Carlsberg A/S.

Aluminiumsdåser

For det opstillede system for aluminiumsdåser med materialegenvinding er de stedspecifikke data indsamlet fra:

- PLM Fosie i Malmö, Sverige, som er aluminiumsdåseproducent.
- Tuborg A/S i Danmark, som tapper øl på dåser til eksport af dansk øl.
- Returpack, Sverige, som organiserer det svenske retursystem for aluminiumsdåser.
- TOMRA, Norge, som producerer dåseautomater til indsamling af brugte, returnerede dåser.
- Gränges AB i Finspång, Sverige, der materialegenvinder de svenske aluminiumsdåser.

Ståldåser

For det opstillede system for ståldåser med materialegenvinding er der indsamlet stedspecifikke data fra:

- AMG Resources Ltd, England, som producerer ståldåser.
- Sollac, Frankrig, som producerer stål og dåser.
- Canaudmetalbox, England og Belgien, som producerer dåser.
- Nancanco, England, som producerer dåser.

For tapning, distribution og indsamling er der anvendt de samme oplysninger som for aluminiumsdåser.

PET-flasker

For de eksisterende systemer for genpåfyldelige flasker samt engangsflasker af PET er der indsamlet data fra:

- Altoplast AG, Schweiz (fremstilling af preforms)
- Holmia A/S, Danmark (fremstilling af PET-flasker)
- Johnson Controls International, Belgien (fremstilling af PET-flasker)
- CONSTAR International Holland BV, Holland (fremstilling af PET-flasker)
- Continental PET Deutschland GmbH, Tyskland (fremstilling af PET-flasker)

- Dadeko A/S, Danmark (påfyldning af PET-flasker)
- Bryggerigruppen A/S, Danmark (påfyldning af PET-flasker)
- Saltum-Houlbjerg Bryggerier A/S, Danmark (påfyldning af PET-flasker)
- Schoeller Plast Enterprise A/S, Danmark (genvinding af PET-flasker og plastkasser)
- Wellman Recycling, Holland (genvinding af PET-flasker)
- Eastman Chemical International A.G., Danmark (produktion og genvinding af PET)
- Coca-Cola, Danmark og Coca-Cola International (påfyldning af PET-flasker og distribution)
- Hoechst, Danmark og Tyskland (råvareproducent, PET)
- Betts Company Plastics, England (Skruelåg til PET-flasker)
- Larsen & Becker A/S, Danmark (Skruelåg til PET-flasker)
- Hagen og Sørensen A/S, Danmark (Etiketter)
- National Starch & Chemical A/S, Danmark (Etiketlim)
- Dynoplast AS, Norge (plastkasser)

Øvrige materialer

For de øvrige hovedmaterialer samt udvalgte hjælpestoffer er data indsamlet ud fra litteraturen. Der har, så vidt muligt, været indsamlet data fra flere uafhængige kilder for at kunne vurdere variationen på de indsamlede data. Det har hovedsageligt kun været muligt at sammenholde data for energiforbrug mellem forskellige referencer, da det har været vanskeligt at fremskaffe flere uafhængige referencer med oplysninger om materialeforbrug, emissioner og affaldsmængder.

Litteraturdata er almindeligvis mindst 2 år gamle og ikke altid baseret på den i dag anvendte teknologi. Desuden fremgår antagelser, forudsætninger, systemgrænser, datakvalitet og usikkerheder ikke altid lige tydeligt af litteraturdata.

Der er anvendt en række referencer, enten til sammenligning med specifikke data eller til kortlægning af systemet. De kilder, som er anvendt mest er:

- Oekobilanz von Packstoffen (BUWAL, 1991), hvor dataindsamlingen er foretaget i perioden 1989-90.

- Energiförbrukning och miljöbelastning för distributionssystem för öl og läsk i Sverige (Sundström, 1990), hvor perioden for dataindsamlingen ikke fremgår. Det antages, at dataindsamlingen er foretaget i perioden 1980-89.

- Life cycle analysis for packaging materials (Tillman, 1991), hvor perioden for dataindsamlingen ikke fremgår. Det antages dog, at dataindsamlingen er foretaget i perioden 1980-91.

- Herstellung von Aluminium: "Ökologische Bilanz-Betrachtungen (Fecker 1989), hvor det antages, at de anvendte data stammer fra perioden 1970-1989. Disse data er gennemarbejdede og repræsenterer gennemsnitsværdier og rapporten er alment accepteret i aluminiumsindustrien (pers. kom. L. Knutsson, Gränges 1993).

De opgørelser, der alene er baseret på litteraturen, må tages med et vist forbehold, da forudsætninger og usikkerheder ikke er belyst tilstrækkeligt.

3.7.2 Usikkerheder

Der er lagt vægt på at forsøge at vurdere usikkerheden af de anvendte data. Dette er gjort i overensstemmelse med anbefalinger i Nord:1992:9 samt "Nordisk guideline for LCA (in print 1994)", hvor det fremhæves, at usikkerheden på de anvendte data er af stor betydning for at kunne foretage en reel sammenligning af flere systemer.

Usikkerhederne er beregnet i Bilag 2, og disse fremstilles under det sidste afsnit for hvert emballagesystem (kapitel 5-12) i afsnittet "Nøgletal".

Det har ikke været muligt at indsamle oplysninger for usikkerheden på materialeforbrug, emissioner og affaldsmængder for alle de anvendte data. I de sammenhænge, hvor der har manglet faktuelle oplysninger om usikkerhed, er denne blevet fastsat ved skøn.

Stedspecifikke data

I forbindelse med indsamling af stedspecifikke data, er producenten blevet bedt om oplysninger om usikkerheden på de opgivne data. Det har ikke været muligt at få oplyst usikkerheden på alle de anvendte stedspecifikke data. For nogle af de opgivne data er usikkerheden opgivet på grundlag af producentens bedste vurdering.

Data fra litteraturen

For data fra litteraturen har det ikke været muligt at få oplyst usikkerheden på de opgivne værdier.

Usikkerheden på data fra litteraturen er derfor skønnet som et minimums-maximums-interval, hvor flere data fra litteraturen har været til rådighed.

Ved udvælgelsen af de anvendte data fra litteraturen er der lagt vægt på, at data skal være så nye som muligt, således at et tidssvarende teknologiniveau kan forventes. Der er desuden for hver af de anvendte referencer vurderet, hvor de opgivne data stammer fra og om data skønnes at være repræsentative og pålidelige.

3.7.3 Bearbejdning af data

Gennemskuelighed

Ved anvendelse og bearbejdning af data er der lagt stor vægt på, at datagrundlaget er veldokumenteret og gennemskueligt. Det er endvidere intentionen, at det skal være muligt at følge alle beregninger frem til resultaterne, hvis man skulle ønske dette. Dette er gjort i overensstemmelse med anbefalingerne i Nord 1992:9 og "Nordisk guideline for LCA" (in print 1994), hvor gennemskuelighed fremhæves som værende af stor betydning for kvaliteten af livscyklusvurderinger.

Opbygning af rapporten

For hvert emballagesystem præsenteres de indsamlede data under systembeskrivelserne i delrapport 1-6. Kortlægningens resultater er anført i nærværende rapport, kapitel 5 til 12. De data, der anvendes i alle systemerne vedrørende transport og primær energi, er behandlet i delrapport 7. Delrapporterne danner således grundlaget for de efterfølgende beregninger.

Hver delrapport indledes med en systembeskrivelse, der definerer systemafgrænsninger, forudsætninger og antagelser. Under systembeskrivelsen opstilles balancer for materialestrømmen af hovedmaterialet (glas, aluminium og stål) i systemet.

Procesbeskrivelser

Herefter følger procesbeskrivelser, der skal danne grundlag for forståelse af de opstillede systemer. Procesbeskrivelserne er opstillet trinvis og følger de definerede trin i emballagernes livscyklus.

Materialer

I afsnittet "Materialer" opstilles oversigter over materialeforbrug og fremkomst af udgående materialer for hvert livscyklustrin. Opbygningen følger procesbeskrivelserne parallelt.

Energi

I afsnittet "Energi" opstilles oversigter over energiforbrug og evt. energiproduktion for hvert livscyklustrin. Opbygningen af afsnittet følger procesbeskrivelserne parallelt.

Emissioner og affald

I afsnittet "Emissioner og affald" opstilles oversigter over emissioner til luft og vand, samt opgørelser over affaldsmængderne i systemerne. Opbygningen af afsnittet følger procesbeskrivelserne parallelt for hvert livscyklustrin.

Transport

Transport er opgjort ved angivelse af transportmiddel og transporteret afstand under kapitlerne for emballagesystemerne.

Ved hjælp af specifikke energiforbrug og emissioner i forbindelse med transport, opgøres de samlede energiforbrug og emissioner i beregningerne i modellen. Dette uddybes i delrapport 7.

Beregninger

Beregningerne er foretaget i regneark, hvor alle rådata er lagt ind i tabeller. Ved hjælp af systembeskrivelserne og de opstillede tabeller skulle det være muligt at følge hver eneste beregning og dermed kunne føre hvert resultat tilbage til rådata.

De opstillede tabeller er præsenteret i bilag bagerst i hver delrapport.

3.8 Kvalitetssikring

Formål

For at sikre, at der ikke kan rejses entydig berettiget faglig kritik af den gennemførte kortlægning, herunder metode, datagrundlag og konklusionerne på kortlægningen, har Miljøstyrelsen anmodet et panel af udenforstående eksperter om at gennemføre en kvalitetssikring af projektet.

Gennemførelse

Kvalitetssikringen blev gennemført for den miljømæssige kortlægning af emballager til øl i december 1993 af et panel bestående af:

- Henrik Kærgaard, COWIconsult AS
- Lisbet Seedorff, COWIconsult AS
- Ole Jørgen Hansen, Stiftelsen Østfoldforskning, Norge
- Göran Svensson, Chalmers Industriteknik, Sverige.

Efter visse mindre rettelser blev denne publiceret som Arbejdsrapport nr. 38 fra 1994.

Begrænset omfang

Det er således kun dele af nærværende rapport, der er blevet kvalitetssikret. Dette omfatter således ikke de beskrivende kapitler vedrørende introduktion og metode (kap.3+4), der er væsentligt omarbejdet i nærværende rapport, samt kapitlerne vedrørende PET-flasker og sammenstillingen af resultaterne for emballager til øl (kap.13) og til læskedrikke (kap.14). Det skal dog pointeres, at omarbejdningen af metodeafsnittene (kap. 3+4) er foretaget i relation til de kommentarer, ekspertpanelet gav i kvalitetsrapporten.

Suppleringer

I kvalitetsrapporten er det påpeget, at der er svagheder omkring opstilling af en realistisk produktdefinition. Der påpeges specielt at dåser med et volumen på 50 cl burde være inddraget i stedet for dåser med 33 cl. I nærværende rapport er begge dåsestørrelser medtaget.

Det påpeges, at det bør præciseres hvilke allokeringsprincipper, der er anvendt ved kortlægningen. I nærværende rapports kapitel 4 er dette behandlet.

I den foreløbige kortlægning af emballager til øl (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 31 1994) blev miljøbelastninger fra produktion af el ud fra A-kraft og vandkraft ikke medtaget. I nærværende rapport er dette blevet indarbejdet i opgørelserne og grundlaget for disse opgørelser er gengivet i delrapport 7.

Datakvalitet for kortlægningen af ståldåser var lavere end for de andre emballagesystemer, fordi kortlægningen var baseret på data fra litteraturen. Denne kortlægning er søgt suppleret med data fra dåseproducenter i Frankrig og England. Disse producenter har gennemset den første kortlægning og suppleret denne, men de har ikke ønsket at bidrage med egne, produktspecifikke data.

Det har været yderst vanskeligt at få oplyst usikkerheden på en række data. I de sammenhænge, hvor der mangler usikkerheder, er der suppleret med egne skøn af usikkerheden.

Udeladelser

Den gennemførte kortlægning kan kun danne grundlag for en vurdering af de externe miljøforhold. Arbejdsmiljøet og datagrundlag for en sundhedsmæssig vurdering er ikke medtaget og har aldrig været omfattet af projektet.

I kortlægningen er der foretaget en række begrænsninger. En væsentlig begrænsning er, at forbruget af hjælpestoffer er opgjort, mens der ikke er taget stilling til miljøbelastningen i forbindelse med fremstilling af disse hjælpestoffer. Det har ikke været muligt at supplere med disse opgørelser inden for projektets rammer.

4 Allokering

Problemstilling

Når man i livscyklusvurderinger gerne vil betragte ét produkt og miljøbelastningerne fra dette ene produkt - isoleret fra alle andre produkter - opstår der ofte det problem, at systemerne og processerne i den virkelige verden hænger sammen. Man er derfor nødt til kunstigt at "opdele" systemerne og fordele miljøbelastningerne mellem det produkt, man betragter, og den omgivende verden. Denne fordeling kaldes allokering.

Definition af allokering

Allokering er forholdsmæssige fordelinger af ansvar for miljømæssige effekter forårsaget af processer og transporter i en livscyklus. (Svarende til definitionen fra Nordiske Guideline for livscyklusvurderinger, in print, 1994).

Der findes to principielt forskellige problemstillinger for allokering.

Multi-input, multi-output

Den ene problemstilling betegnes multi-input og multi-output.

Multi-output situationen forekommer, når en proces giver mere end ét produkt. Kendte eksempler er raffinering af råolie, der giver mange forskellige produkter (fuelolie, benzin, diesel, butan, propan etc.), eller kraftvarmeværker, der både producerer elektricitet og varme. Emissionerne fra processen og fra de foregående processer skal fordeles ("allokeres") mellem de forskellige produkter.

Multi-input situationen forekommer, når flere produkter anvendes i samme proces. Som eksempel på allokeringsproblem for multi-input er fx., når emissioner af dioxin eller nitrogenoxider fra et affaldsforbrændingsanlæg skal fordeles mellem de forskellige indgående affaldstyper.

Open loop recycling

Den anden problemstilling betegnes open loop recycling.

Open loop recycling forekommer, når en ressource (et materiale eller energi) kasseres efter anvendelse fra ét system og genanvendes i et andet system. Problemet er her, hvordan man skal fordele den miljømæssige belastning fra den oprindelige udvinding af råmaterialer mellem de to systemer, samt hvordan man skal "tilgodeskrive", at det første system leverer genbrugelige materialer til det andet system, så det andet system sparer brug af nye råmaterialer.

Et eksempel er papir, der er fremstillet af nye og oparbejdede fibre, og som efter kassation indsamles og oparbejdes igen.

I de behandlede emballagesystemer anvendes sekundære materialer, som er genvundet fra andre produkter. Endvidere frembringes materialer, der kan genvindes og anvendes til fremstilling af andre nye produkter. Der er således en række situationer, som kan betegnes open loop recycling.

Den måde, hvorpå miljøbelastningen fra disse indgående og udgående materialer fordeles mellem det betragtede system og andre systemer, - hvorledes der foretages en allokering, - er af afgørende betydning for kortlægningens resultater.

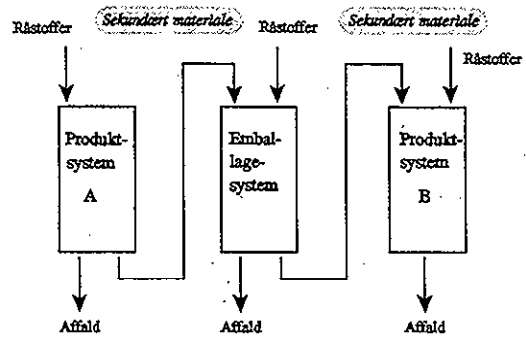
I det følgende præsenteres udvalgte allokeringsprincipper for open loop recycling. Derefter beskrives de aktuelle ind- og udgående strømme i de 6 emballagesystemer, og det valgte allokeringsprincip beskrives. Endeligt foretages en vurdering af det valgte allokeringsprincip.

4.1 Udvalgte principper for "open-loop" allokering

I de opstillede emballagesystemer forekommer forskellige materialer, der enten har været anvendt før de anvendes i de aktuelle systemer eller som genanvendes i andre produktsystemer efter at have været anvendt i et emballagesystem.

I et hvert system vil der være en strøm ind af råstoffer, og en strøm ud af affald. Disse strømme vil i emballagesystemet bestå af flere forskellige materialestrømme, der i denne sammenhæng behandles samlet under betegnelserne "råstoffer" og "affald".

De principielle forhold er illustreret i figur 4.1. I figuren kan produktsystem A og B være lignende emballagesystemer eller helt andre produktsystemer.



Figur 4.1
Ind- og udgående strømme i et emballagesystem

I det følgende gives en kort beskrivelse af udvalgte principper for "open-loop" allokering.

Generelt

Et materiale, der genanvendes flere gange, gennemløber flere produkters livscyklus. I princippet er første og sidste livscyklus forskellig fra hinanden og fra de mellemliggende. I den første livscyklus gennemgår materialet livscyklustrinene: Udvinding af råstoffer, produktfremstilling, anvendelse, indsamling og evt. bearbejdning. Det brugte materiale oparbejdes - placeringen af denne proces kan både høre til det første og det efterfølgende produktsystem. I det efterfølgende produktsystem gennemgår livscyklus: Produktfremstilling, anvendelse, indsamling og evt. bearbejdning. Det brugte materiale oparbejdes. Dette fortsættes indtil livscyklus for det sidste produktsystem afsluttes med affaldsbehandling og slutdeponering.

Der findes en række principper for allokering af miljøbelastningen fra primær produktion og affaldsbehandling til de forskellige gennemløb af livscyklus. Et udvalg af disse principper er anført i SETAC-rapporterne "Allocation in LCA" (Huppes G & Schneider F, 1994) og kort refereret i det følgende.

Cut-off

Allokering efter cut-off-metoden går ud på, at systemerne "skæres over" ved systemgrænserne. Miljøbelastningen fra udvinding af råmaterialer tillægges kun første livscyklus, og miljøbelastningen fra oparbejdning og affaldsbehandlingen tillægges sidste livscyklus. De mellemliggende livscykler tillægges kun miljøbelastningen fra oparbejdning, produktfremstilling og anvendelse.

Princippet i cut-off-metoden er baseret på, at det er væsentligt at minimere anvendelsen af primære råstoffer (miljøbelastningen fra udvinding af råstofferne tilskrives kun primære materialer), og at indsamle og genvinde brugte materialer til nye produkter (således at materialerne går ud som sekundære materialer i stedet for affald). Til gengæld tilgodeskrives det ikke, om materialet går ud af systemet i en god eller dårlig kvalitet, og hvis materialet indeholder energi, tilgodeskrives energi fra affaldsforbrænding ikke det oprindelige system, hvis der i mellemtiden fremstilles et andet produkt af materialet - altså kan det bedre betale sig at forbrænde, end at indsamle og genvinde brugte materialer til nye produkter.

Karlsson

Karlsson fra CML, Leiden (Karlsson R, 1994) har foreslået et princip, der baseres på, at tab af materiale fra systemet er væsentligt. Miljøbelastningen fra både udvinding af råstoffer og affaldsbortskaffelse tillægges i forhold til de tabte mængder materiale fra systemerne. Det betyder, at den første og de mellemliggende livscykler kun tillægges miljøbelastningen fra udvinding af råstoffer og affaldsbortskaffelse proportionalt med det tab af materiale, der er i systemet, mens det sidste produktsystem tillægges miljøbelastningen fra udvinding af råstoffer og affaldsbortskaffelse for alt det materiale, der bortskaffes som affald.

Karlssons princip fremmer genanvendelse af materialer og indsamlingssystemer, men ser ikke på kvaliteten af det genanvendte materiale, og fremmer ikke anvendelse af sekundære materialer frem for brug af primære ressourcer.

Östermark

Östermark fra Chalmers University of Technology har foreslået et princip, der baseres på at minimere forbrug af råstoffer. Miljøbelastningen fra primær produktion og affaldsbehandling tillægges proportionalt med brugen af primære råstof-ressourcer - den første livscyklus. De mellemliggende livscykler samt sidste livscyklus tillægges kun miljøbelastningen fra oparbejdning, produktfremstilling samt anvendelse.

Denne allokeringsmetode fremmer anvendelsen af sekundære materialer frem for brug af primære ressourcer, men fremskynder ikke oprettelse af retursystemer, indsamlingssystemer, genanvendelse af sekundære materialer. Allokeringsmetoden gør ikke forskel på, om materialerne går til affald eller genanvendelse, så længe systemet anvender sekundære materialer, og ser ikke på kvaliteten af de sekundære materialer.

SETAC

Fra forskellig side (bl.a. SETAC, IPU og CIT, Ekvall T, 1994) er det foreslået at dele miljøbelastningen omfattende primær produktion og affaldsbortskaffelse ligeligt mellem alle gennemløb af livscyklus. Således vil både udvinding af råstoffer og bortskaffelse af affald tillægges hvert trin med 1/10, hvis materialet har 10 gennemløb.

Denne allokeringsmetode fremmer genanvendelse - jo flere gange, et materiale genanvendes, des mindre er det relative bidrag af miljøbelastningen fra udvinding af råmaterialer og affaldsbortskaffelse til det enkelte produkt. Metoden fremmer ikke anvendelse af sekundære materialer - der gøres ikke forskel på anvendelse af primære og sekundære materialer. Metoden er ofte vanskelig at anvende i praksis, da det kræver, at antallet af livscykler er kendt.

50/50

50/50 metoden er en pragmatisk allokeringsmetode. Til første livscyklus allokeres miljøbelastningen fra 50% af primær produktion, 50% af affaldsbortskaffelsen og 50% af oparbejdningen samt hele produktfremstilling og anvendelse. Til sidste livscyklus allokeres ligeledes miljøbelastningen fra 50% af primær produktion, 50% af affaldsbortskaffelsen og 50% af oparbejdningen samt produktfremstilling og anvendelse. Til hver af de mellemliggende livscykler tilregnes miljøbelastningen fra oparbejdning, produktion og anvendelse.

Metoden fremmer brugen af sekundære materialer (ved brug af primære materialer tilskrives systemet 50% af miljøbelastningen fra udvinding af primære råmaterialer samt affaldsbortskaffelse, mens brug af sekundære materialer er "gratis"), og fremmer indsamling og genanvendelse af materialer (hvis materialerne bortskaffes, tilskrives systemet 50% af miljøbelastningen fra udvinding af primære råmaterialer samt affaldsbortskaffelse, hvis de genanvendes er det "gratis").

50/50-princippet er blevet foreslået som et hensigtsmæssigt princip, idet genanvendelse fremmes og der samtidig tages højde for, at antallet af livscykler et materiale gennemløber sjældent er kendt. 50/50-allokeringsprincippet tager ikke højde for en eventuel forringelse af kvaliteten af materialerne.

Anbefalinger

I princippet fra SETAC (som også er fremsat af andre) kan der inddrages en vurdering af kvaliteten af det oparbejdede materiale i forhold til det primære materiale. I visse sammenhænge er det blevet foreslået at relatere materialets kvalitetsmæssige forringelse til økonomiske parametre. I andre sammenhænge er det blevet foreslået at relatere det oparbejdede materiales forringelse i forhold til det primære materiale ud fra tekniske eller energimæssige betragtninger.

Ovenstående kræver dels at der findes en målestok (fx. økonomisk, teknisk eller energimæssigt), der er brugbar for alle behandlede materialer, samt at antallet af livscykler, hvert materiale gennemløber, er kendt.

Oversigt

Fordele og ulemper for forskellige allokeringsmetoder fremgår af tabel 4.1

Allokerings-metode	Fremmer anvendelse af sekundære materialer frem for primære råstoffer	Fremmer indsamling og genanvendelse af materialer frem for bort-skaffelse	Vurderer forringelse af materialets kvalitet
Cut-off	✓	÷	÷
Karlsson	÷	✓	÷
Östermark	✓	÷	÷
SETAC	÷	✓	(✓)
50/50	✓	✓	÷

Tabel 4.1
Oversigt over allokeringsmetoder.

Der er her valgt at tage udgangspunkt i 50/50-metoden, da den både fremmer anvendelse af sekundære materialer frem for primære materialer, og da den fremmer oprettelsen af indsamlingssystemer og oparbejdning af materialer til genanvendelse til nye produkter på en pragmatisk måde. Endvidere kan metoden anvendes, selv om man ikke kan fastsætte antallet af gange, et materiale recykles.

4.2 Hovedstrømme i de behandlede systemer

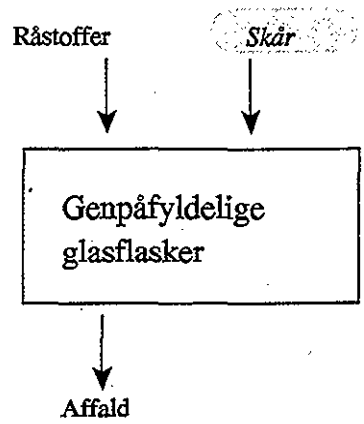
I det efterfølgende beskrives de opstillede emballagesystemer på en overordnet form med det formål at trække ind- og udgående strømme af sekundære materialer frem.

Der gennemføres kun forskellige allokeringsmetoder for hovedmaterialerne glas, aluminium, stål og PET. For de materialer, der anvendes i mindre mængder i systemerne (f.eks indsamlede skruelåg, hvor plastmaterialerne kan anvendes i andre systemer) anvendes "cut-off"-princippet. Som det ses af tabel 4.2 sidst i dette kapitel, har valg af allokeringsmetoder ca. 10% betydning for de samlede energiforbrug, og da materialemængderne til skruelågene er mindre end til flaskerne, er valget af "cut-off"-princippet kun af lille betydning.

Genpåfyldelige glasflasker til øl

Ved produktion af genpåfyldelige glasflasker til øl anvendes skår fra andre glassystemer sammen med råstoffer.

Ved fremstilling af grønne genpåfyldelige flasker anvendes der flere skår, end der indsamles fra kasserede grønne flasker. Disse skår kommer fra andre kasserede glasemballager (vinflasker og levnedsmiddelemballager).

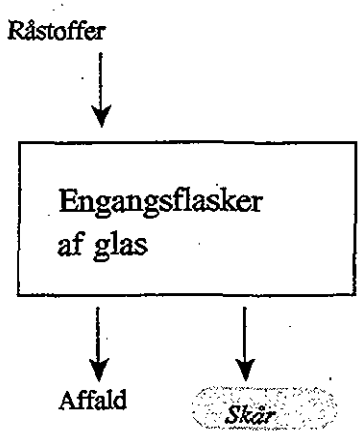


Genpåfyldelige klare glasflasker til læskedrik

I systemet for genpåfyldelige klare glasflasker indsamles der flere skår fra kasserede emballager, end der anvendes i produktionen af nye genpåfyldelige klare glasflasker. Disse skår anvendes til fremstilling af andre emballager. Allokeringsproblemerne for systemet for genpåfyldelige klare glasflasker til læskedrik er principielt det samme som for engangsflasker af glas.

Engangsflasker af glas

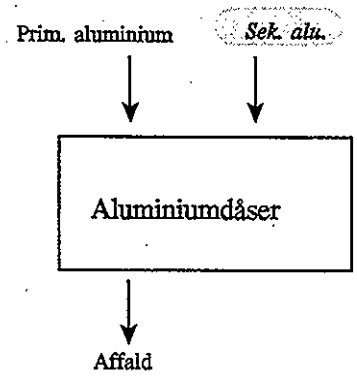
I systemet for engangsflasker af glas indsamles der flere glasskår, end der af tekniske årsager kan anvendes til ny produktion af engangsflasker.



I engangsflaskesystemet er det forudsat, at 90% af flaskerne returneres og genanvendes. Kun en del kan anvendes til fremstilling af engangsflasker, - resten bliver anvendt til at substituere råvarer ved produktion af andre glasemballager.

Aluminiumsdåser

Til produktion af aluminiumsdåser anvendes både primært aluminium og sekundært aluminium.

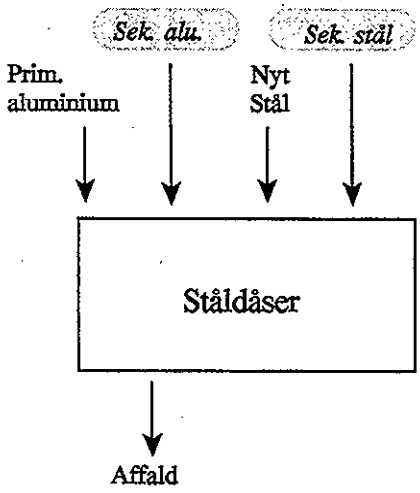


I systemet forudsættes at 90% af de kasserede dåser returneres, og at det oparbejdede aluminium kan anvendes i systemet eller til andre formål.

Ståldåser

Ståldåserne fremstilles af tinbelagt stålplade med låg af aluminium.

Den mængde tin, der anvendes, er relativt lille (0,2%) i forhold til stålmængden. Tinnet betragtes i denne sammenhæng som et hjælpestof og udelades derfor i de videre overvejelser omkring allokering.

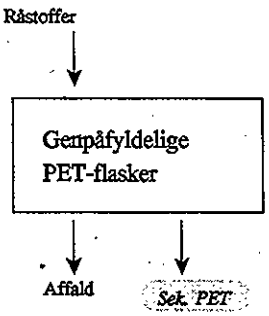


Den mængde stål, der skal tilføres systemet som erstatning for tab af ikke returnerede dåser, kan ske ved supplering af skrot og/eller nyt stål.

Med hensyn til aluminium gør samme forhold sig gældende som for aluminiumsdåsen.

Genpåfyldelige PET-flasker

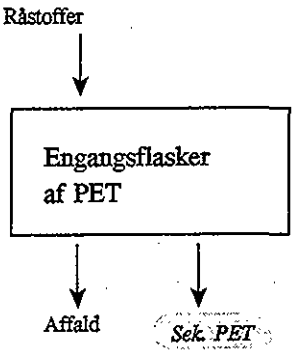
PET-flasker fremstilles ud fra olie. Der indgår ikke oparbejdede materialer.



Kasserede genpåfyldelige PET-flasker granuleres. Dette granulat kan ikke anvendes til ny produktion af fødevareemballager, men anvendes til andre formål, så som fyld i dynejakker, fremstilling af møbler m.v. hvor renheden af materialet ikke har afgørende betydning. Kvaliteten af det sekundære PET er væsentligt lavere end det primære PET.

Engangsflasker af PET

For engangsflasker fremstillet af PET er forholdene som for genpåfyldelige flasker af PET.



Mængden af sekundært PET er væsentligt større for engangsflasker i forhold til genpåfyldelige flasker.

Hovedstrømme

De væsentligste indgående strømme for emballagesystemerne er:

- skår, sekundært aluminium, og sekundært stål.

De væsentligste udgående strømme for emballagesystemerne er:

- skår og sekundært PET.

De ud- og indgående strømme repræsenterer materialemæssigt og energimæssigt en kvalitet/værdi. Ligeledes er det af betydning for opgørelsen af emissioner og affald, hvorledes disse strømme allokeres.

Det, der således skal allokeres i nærværende kortlægning, er værdien af disse ind- og udgående strømme af sekundære materialer.

4.3 Allokering for emballagesystemer

Allokeringsmetoden har indflydelse på de miljøbelastninger, der tilregnes det enkelte emballagesystem. Afhængig af anvendelse af primære/sekundære materialer og produktion af sekundære materialer ud af systemet til brug i andre systemer, tilskrives eller fratrækkes bidrag til miljøbelastninger fra udvinding af råstoffer samt bortskaffelse af affald fra systemer.

I det følgende er der søgt opstillet 3 situationer med hensyn til allokering for hver system:

- "Mindst belastende", baseret på den allokeringsform, der medfører den mindste miljøbelastning for det aktuelle system,

- "Mest belastende", baseret på den allokeringsform, der medfører den største miljøbelastning for det aktuelle system samt

- den valgte situation, baseret på den allokeringsform, der i bedst muligt omfang beskriver den realistiske situation for de aktuelle systemer.

En mere detaljeret beskrivelse af disse situationer med opgørelse af aktuelle materialestrømme er anført i bilag 1, Data for allokering.

Hver af disse allokeringsmetoder vurderes afslutningsvis med hensyn til energi. Allokeringsmetodens betydning for de endelige resultater vil blive diskuteret.

4.3.1 Genpåfyldelige grønne glasflasker

Allokeringsproblem

For genpåfyldelige grønne glasflasker anvendes skår i glasproduktionen fra andre systemer. Glasskårene stammer fra anden indsamlet og knust glasemballage (vinflasker, andet emballageglas m.v.).

Materialet i de anvendte glasskår har således været (om)smeltet mindst en gang og op til adskillige gange. Det er ikke muligt at fastlægge antallet af gange materialet har været genanvendt (omsmeltet).

Miljøbelastningen fra udvinding af råvarer til fremstilling af disse skår, samt den affaldsbortskaffelse, de tilførte skår giver, kan allokeres på flere måder.

Mindst belastende

Ved cut-off allokeringsprincippet er de tilførte skår fra andre systemer "gratis" for systemet - der indregnes ingen andel af miljøbelastningen fra udvinding af primære råstoffer for disse tilførte skår. Miljøbelastningen for affaldsbortskaffelsen af det glas, der stammer fra de tilførte skår, tildeles systemet for de genpåfyldelige glasflasker.

Mest belastende

Det vurderes, at den allokeringsmetode, der giver systemet den største miljøbelastning, er Karlssons allokeringsprincip. Princippet svarer til, at spild i systemet erstattes af nye råvarer. Der anvendes således ikke skår fra andre systemer, men kun nye råstoffer. Hele affaldsmængden tilregnes systemet.

Realistisk situation

For den realistiske situation - den, der gennemregnes med samtlige resultater - tages udgangspunkt i 50/50 metoden:

For "andre skår", der har været anvendt i et andet system før (dette kunne fx. være til vinflasker), tildeles 50% af miljøbelastningen (forbrug af råvarer, energi, emissioner og affald) til systemet for genpåfyldelige flasker. Endvidere fraskrives systemet 50% af miljøbelastningen for den affaldsbortskaffelse, de tilførte skår giver. (De resterende 50% af miljøbelastningen for den affaldsbortskaffelse tilskrives jf. 50/50-allokeringsprincippet det oprindelige system, hvor de primære råmaterialer blev udvundet).

4.3.2 Genpåfyldelige klare flasker

Allokeringsproblem

For genpåfyldelige klare flasker anvendes skår i glasproduktionen, der kommer fra andre systemer. Skåranvendelsen er dog lavere for produktion af klare flasker end for produktion af grønne flasker, og der indsamles flere skår i dag, end der kan anvendes til fremstilling af nye flasker.

Allokeringsproblemet er derfor, hvordan disse tiloversblevne skår tilskrives systemet for klare glasflasker.

Mindst belastende

Karlssons allokeringsprincip betyder, at systemet kun belastes af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer samt bortskaffelse af de materialer, der tabes i systemet.

Mest belastende

Cut-off allokeringsprincippet medfører, at systemet ikke tilgodeskrives noget for de tiloversblevne skår. Hele den miljøbelastning, der kommer fra udvinding af råmaterialer og hele affaldsmængden, tilskrives systemet.

Realistisk situation

For den realistiske situation - den, der gennemregnes med samtlige resultater - tages udgangspunkt i 50/50-metoden. Det antages, at tiloversblevne skår erstatter råvarer i andre glasemballage-systemer. Denne besparelse tilgodeskrives systemet 50%, således at 50% af miljøbelastningen til udvinding af råvarer til fremstilling af det overskydende glas modregnes det faktiske råvareforbrug. Til gengæld tilregnes systemet et tillæg for 50% af den endelige affaldsdeponering af de tiloversblevne skår - uanset, hvilket system, disse skår måtte blive anvendt til. Skårenes videre skæbne kendes ikke.

4.3.3 Engangsflasker af grønt glas til øl

Allokeringsproblem

I systemet for engangsflasker til øl indsamles 90% af flaskerne fra forbrugerne til omsmeltning. Af tekniske årsager anvendes kun 85% skår i glasmængden, og det betyder, at der bliver et overskud af indsamlede skår, der kan anvendes i andre systemer (svarende til 5% af flaskerne).

Allokeringsmetoderne belyser derfor, hvordan disse tiloversblevne, indsamlede skår tilskrives systemet for engangsflasker af grønt glas.

Mindst belastende

Karlssons allokeringsprincip betyder, at systemet kun belastes af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer samt bortskaffelse af de materialer, der tabes i systemet.

Mest belastende

Cut-off allokeringsprincippet medfører, at systemet ikke tilgodeskrives noget for de tiloversblevne skår. Hele den miljøbelastning, der kommer fra udvinding af råmaterialer og hele affaldsmængden, tilskrives systemet.

Realistisk situation

For den realistiske situation - den, der gennemregnes med samtlige resultater - tages udgangspunkt i 50/50-metoden. Det antages, at tiloversblevne skår erstatter råvarer i andre glasemballage-systemer. Denne besparelse tilgodeskrives systemet 50%, således at 50% af miljøbelastningen til udvinding af råvarer til fremstilling af det overskydende glas modregnes det faktiske råvareforbrug. Til gengæld tilregnes systemet et tillæg for 50% af den endelige affaldsdeponering af de tiloversblevne skår - uanset, hvilket system, disse skår måtte blive anvendt til. Skårenes videre skæbne kendes ikke.

4.3.4 Engangsflasker af klart glas til læskedrik

Allokeringsproblemerne og -principperne for engangsflasker af klart glas til læskedrik er de samme som for engangsflasker af klart glas til øl, og der henvises derfor til afsnit 4.3.3

Sammensætningen af de anvendte primære råstoffer og skårandelen i fremstilling af nye flasker er dog ikke helt den samme i de to systemer for engangsflasker, hvilket fremgår af beregningerne i Bilag 1.

4.3.5 Aluminiumsdåser

Allokeringsproblem

Til fremstilling af aluminiumsdåser anvendes både primært og sekundært aluminium. Dåsens krop fremstilles af sekundært aluminium. Låget fremstilles enten af både primært (25%) og sekundært aluminium (75%), jf. oplysninger fra PLM (1994). Dette betyder, at der tilføres sekundært aluminium fra andre systemer.

Allokeringsmetoderne belyser anvendelse af sekundært aluminium.

Mindst belastende

Ved cut-off allokeringsprincippet er den tilførte sekundære aluminium fra andre systemer "gratis" for systemet - der indregnes ingen andel af miljøbelastningen fra udvinding af primære råstoffer for dette tilførte sekundære aluminium. Miljøbelastningen for affaldsbortskaffelsen af det aluminium, der stammer fra den tilførte aluminium, tildeles systemet.

Mest belastende

Det vurderes, at den allokeringsmetode, der giver systemet den største miljøbelastning, er Karlssons allokeringsprincip. Princippet svarer til, at spild i systemet erstattes af nye råvarer. Der anvendes således ikke sekundær aluminium fra andre systemer, men kun nye råstoffer til supplering af den aluminium, der tabes i systemet. Hele affaldsmængden tilregnes systemet.

Realistisk situation

For den realistiske situation - den, der gennemregnes med samtlige resultater - tages udgangspunkt i 50/50 metoden:

For sekundær aluminium, der har været anvendt i et andet system før, tildeles 50% af miljøbelastningen (forbrug af råvarer, energi, emissioner og affald) til systemet. Endvidere fraskrives systemet 50% af miljøbelastningen for den affaldsbortskaffelse, den tilførte aluminium giver. De resterende 50% af miljøbelastningen for affaldsbortskaffelsen tilskrives jf. 50/50-allokeringsprincippet det oprindelige system, hvor de primære råmaterialer blev udvundet.

4.3.6 Ståldåser

Allokeringsproblem

Til fremstilling af ståldåser anvendes fortinnet stålplade til dåsekroppen og aluminium til dåsens låg. Der anvendes både stål fra jernmalm og stål-skrot fra andre systemer. Desuden anvendes både primært og sekundært aluminium. Mængden af tin er meget lille (0,2%), og der foretages derfor ikke allokering for tin.

Det er forudsat at 90% af dåserne indsamles og materialegenvindes. Ved oparbejdningen kan stålet genvindes. Ved fremstilling af låg af aluminium fremkommer processkrot som kan materialegenvindes.

Allokeringsmetoderne belyser de tilførte sekundære materiale i form af stål-skrot og sekundært aluminium.

Mindst belastende

Ved cut-off allokeringsprincippet er den tilførte skrot og sekundære aluminium fra andre systemer "gratis" for systemet - der indregnes ingen andel af miljøbelastningen fra udvinding af primære råstoffer for dette tilførte skrot og sekundære aluminium. Miljøbelastningen for affaldsbortskaffelsen af det skrot og aluminium, der stammer fra den tilførte skrot og aluminium, tildeles systemet.

Mest belastende

Det vurderes, at den allokeringsmetode, der giver systemet den største miljøbelastning, er Karlssons allokeringsprincip. Princippet svarer til, at spild i systemet erstattes af nye råvarer. Der anvendes således ikke skrot og sekundær aluminium fra andre systemer, men kun nye råstoffer. Hele affaldsmængden tilregnes systemet.

Realistisk situation

For den realistiske situation - den, der gennemregnes med samtlige resultater - tages udgangspunkt i 50/50 metoden:

For skrot og sekundær aluminium, der har været anvendt i et andet system før, tildeles 50% af miljøbelastningen (forbrug af råvarer, energi, emissioner og affald) til systemet. Endvidere fraskrives systemet 50% af miljøbelastningen for den affaldsbortskaffelse, den tilførte mængde skrot og aluminium giver. De resterende 50% af miljøbelastningen for affaldsbortskaffelsen tilskrives jf. 50/50-allokeringsprincippet det oprindelige system, hvor de primære råmaterialer blev udvundet.

4.3.7 Genpåfyldelige flasker af PET

Allokeringsproblem

Genpåfyldelige PET-flasker fremstilles af primært materiale (oparbejdet PET kan ikke anvendes til levnedsmiddelemballager). Da flaskerne indsamles, opstår der PET-skrot, der kan oparbejdes til sekundært PET, som kan anvendes i andre systemer, men kun til produkter af en anden kvalitet, som fx. fyld i dynejakker eller til møbler.

Allokeringsproblemet for PET-systemet består derfor i at allokere det producerede sekundære PET, og herunder at vurdere "værdien" af den producerede sekundære PET, som er af en ringere kvalitet end det oprindeligt anvendte primære PET.

Dertil kommer, at det er af stor betydning for allokeringsprincipperne, om PET-materialet går direkte til forbrænding, eller om de genanvendes til f.eks havestole, før de forbrændes.

Plastmaterialet har et relativt højt energiindhold, som kan genvindes ved forbrænding med energiudnyttelse. Afhængig af, om det antages at den indsamlede plast forbrændes, deponeres eller anvendes i et andet produktsystem, vil plastens energiindhold blive udnyttet forskelligt.

Mindst belastende

Karlssons allokeringsprincip betyder, at systemet kun belastes af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer samt bortskaffelse af de materialer, der tabes i systemet. I systemet for genpåfyldelige PET-flasker anvendes en returprocent på 98,5%. Endvidere er der tab og kassation ved tapning på 3,5% samt et tab på 1% ved fremstilling af flasker. Det betyder, at der tabes 6% PET i systemet, og at systemet kun skal tilregnes udvinding af råmaterialer samt forbrændingsenergi fra denne mængde PET. Karlssons allokeringsprincip vurderer ikke "værdien" af det sekundære PET i forhold til det primære PET - og der er derfor ikke taget højde for kvalitetsforringelsen i systemet.

Af den mængde flasker, der ikke returneres fra forbrugeren, bortskaffes 80% gennem dagrenovationen, hvor 80% forbrændes og 20% deponeres. Den del, der ikke bortskaffes gennem dagrenovationen (20%), deponeres diffust i naturen. Det er således 64% af den mængde, der ikke returneres, der bortskaffes ved forbrænding.

Mest belastende

Cut-off allokeringsprincippet medfører, at systemet ikke tilgodeskrives for den producerede mængde sekundære PET, når denne materialegenvindes til f.eks havemøbler (Hvis PET'en derimod ikke var blevet indsamlet til genanvendelse, men gik til affaldsforbrænding, ville allokeringsmetoden betyde, at systemet blev tilgodeskrevet for al den energi, der kan udvindes ved forbrænding.). Hele den miljøbelastning, der kommer fra udvinding af råmaterialer og hele affaldsmængden, tilskrives systemet.

Som for minimum-situationen vil en del af den mængde flasker, der ikke returneres fra forbrugeren, bortskaffes ved forbrænding (64%).

Realistisk situation

For systemet for genpåfyldelige PET-flasker tages kun delvist udgangspunkt i 50/50-allokeringsprincippet.

I følge 50/50-allokeringsprincippet skulle den tiloversblevne PET erstatter råvarer i andre systemer - f.eks havemøbler. Denne besparelse skulle tilgodeskrives systemet 50%, således at 50% af miljøbelastningen til udvinding af råvarer til fremstilling af PET-granulat blev modregnet det faktiske råvareforbrug.

Da sekundært PET ikke kan anvendes til flaskefremstilling, og da sekundært PET er af en lavere kvalitet end primært PET, allokeres hele miljøbelastningen fra udvinding af råvarer til ved fremstilling af PET-granulat, til flaskesystemet. Systemet for genpåfyldelige PET-flasker bærer derfor 100% af miljøbelastningen fra udvindingen.

Til gengæld tilgodeskrives systemet 50% af den endelige affaldsforbrænding af den sekundære PET - uanset, hvilket system, dette PET måtte blive anvendt til. Den endelige skæbne af PET'en kendes ikke.

Som for minimum-situationen vil en del af den mængde flasker, der ikke returneres fra forbrugeren bortskaffes ved forbrænding (64%).

Ingen af de beskrevne allokeringsmetoder belyser i tilstrækkeligt omfang kvalitetsforringelse.

4.3.8 Engangsflasker af PET

Allokeringsproblemerne og -principperne for engangsflasker af PET er de samme som for genpåfyldelige flasker af PET, og der henvises derfor til afsnit 4.3.7.

De indsamlede mængder sekundært PET er større i systemet for engangsflasker af PET.

4.4 Vurdering af allokeringsprincipper

For at vurdere betydningen af det valgte allokeringsprincip og de opstillede situationer for mindst og mest belastende situation, er der gennemført en vurdering af energiforbruget for hvert emballagesystem.

I tabel 4.2 er givet en oversigt over de væsentligste forhold ved allokering for de enkelte emballagesystemer. I kort form er gengivet allokeringsprincipperne for den mindst miljøbelastende situation, den mest miljøbelastende situation samt den situation, der mest realistisk beskriver virkeligheden.

Der er gennemført en beregning af det direkte energiforbrug, - forbruget af energi til processer og transport for hver af de 12 emballagetyper. Resultaterne af disse er gengivet i tabel 4.3.

Emballagetype	Allokeringsproblem	Mindst miljøbelastende situation	Mest miljøbelastende situation	Den valgte situation
Genpåfyldelig glasflaske til øl, grøn, 33 cl	Der tilføres skår fra andre systemer	Cut-off: Tilførte skår er "gratis". Alt affald tilregnes systemet	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	50/50: For de tilførte skår tillægges 50% af miljøbelastning fra udvinding af råvarer og fratrækkes 50% af miljøbelastning fra affaldsbortskaffelse af skårene.
Genpåfyldelig glasflaske klar, 25 cl	Systemet giver et overskud af skår, der kan anvendes i andre systemer.	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	Cut-off: Systemet tilgodeskrives ikke for de tiloversblevne skår. Hele affaldsmængden tilskrives systemet.	50/50: Tiloversblevne skår anvendes i andre systemer. Der tilgodeskrives 50% af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer til disse skår. 50% af den endelige affaldsdeponering af de tiloversblevne skår medregnes.
Engangsflaske af glas, grøn og klar 33 cl	Systemet giver et overskud af skår, der kan anvendes i andre systemer.	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	Cut-off: Systemet tilgodeskrives ikke for de tiloversblevne skår. Hele affaldsmængden tilskrives systemet.	50/50: Tiloversblevne skår anvendes i andre systemer. Der tilgodeskrives 50% af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer til disse skår. 50% af den endelige affaldsdeponering af de tiloversblevne skår medregnes.
Aluminiumsdåse, 33 cl og 50 cl	Der tilføres sekundært aluminium fra andre systemer	Cut-off: Tilført sekundært aluminium er "gratis". Alt affald tilregnes systemet	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	50/50: For den tilført sekundære alu. tillægges 50% miljøbelastning fra udvinding af oprindelige råmaterialer og fratrækkes 50% miljøbelastning fra affaldsbortskaffelse af den sek. alu..
Ståldåse, 33 cl og 50 cl	Der tilføres stålskrot og sekundært aluminium fra andre systemer	Cut-off: Tilført stål-skrot og sekundært aluminium er "gratis". Alt affald tilregnes systemet	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	50/50: For den tilførte stål-skrot og sekundære alu. tillægges 50% miljøbelastning fra udvinding af oprindelige råmaterialer og fratrækkes 50% miljøbelastning fra affaldsbortskaffelse af tilført skrot og sekundære alu..
Genpåfyldelig flaske af PET og engangsflaske af PET, 50 cl og 150 cl	Der fremkommer sekundært PET, der kan anvendes i andre systemer / forbrændes	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer, og kun affaldsforbrænding af dette spild tilgodeskrives systemet.	Cut-off: Systemet tilgodeskrives ikke for det tiloversblevne PET, da det anvendes til andre produkter. Hele affaldsmængden tilskrives systemet.	Delvis 50/50: 100% af den primære udvinding tilskrives systemet. 50% af energigenvindingen fra forbrænding af det sekundære PET allokeres til systemet.

Tabel 4.2
Oversigt over anvendte allokeringsprincipper.

Direkte energiforbrug ved distribution af 1.000 liter produkt Emballagetype	Den valgte situation	Mindst miljøbelastende situation	Mest miljøbelastende situation	Afvigelse i forhold til den valgte situation	
				Mindst miljøbelastende situation	Mest miljøbelastende situation
Genpåfyldelig glasflaske, 33 cl, grøn	1.831 MJ	1.824 MJ	1.832 MJ	0,4%	0,05%
Genpåfyldelig glasflaske, 25 cl klar	1.975 MJ	1.970 MJ	1.981 MJ	0,3%	0,3%
Engangsflaske af glas, 33 cl, grøn	4.000 MJ	3.982 MJ	4.019 MJ	0,5%	0,5%
Engangsflaske af glas, 33 cl, klar	4.564 MJ	4.419 MJ	4.711 MJ	3,2%	3,2%
Aluminiumsdåse, 33 cl	2.980 MJ	2.777 MJ	3.183 MJ	6,8%	6,8%
Aluminiumsdåse, 50 cl	2.231 MJ	2.028 MJ	2.434 MJ	9,1%	9,1%
Ståldåse, 33 cl	4.723 MJ	4.104 MJ	4.733 MJ	13,1%	0,2%
Ståldåse, 50 cl	3.547 MJ	3.107 MJ	3.556 MJ	12,4%	0,3%
Genpåfyldelig flaske af PET, 50 cl	1.490 MJ	1.242 MJ	1.548 MJ	16,6%	3,9%
Genpåfyldelig flaske af PET, 150 cl	910 MJ	746 MJ	948 MJ	18,0%	4,2%
Engangsflaske af PET, 50 cl	5.470 MJ	2.571 MJ	6.185 MJ	53,0%	13,1%
Engangsflaske af PET, 150 cl	3.867 MJ	2.243 MJ	4.297 MJ	42,0%	11,1%

Tabel 4.3
Oversigt over betydningen af allokering for det direkte energiforbrug.

Konklusion

I de efterfølgende opgørelser i kortlægningen er anvendt den allokering, der er beskrevet som den valgte situation.

Det ses af tabel 4.3, at valg af allokeringsmetode

- har afgørende betydning for de samlede energiforbrug i PET-systemerne.

- har væsentlig betydning for de samlede energiforbrug for begge dåsesystemerne - aluminiumsdåserne og ståldåserne.

- næsten ingen betydning har for de samlede energiforbrug i glasflaskesystemerne - hverken for genpåfyldelige flasker eller for engangsflasker af glas.

Det skal understreges at den variation, der er vist i tabel 4.2 som følge af forskellige mulige allokeringsprincipper, også vil afspejles ved opgørelse af emissioner og affald for alle systemerne.

5 Genpåfyldelig glasflaske til øl

5.1 Introduktion

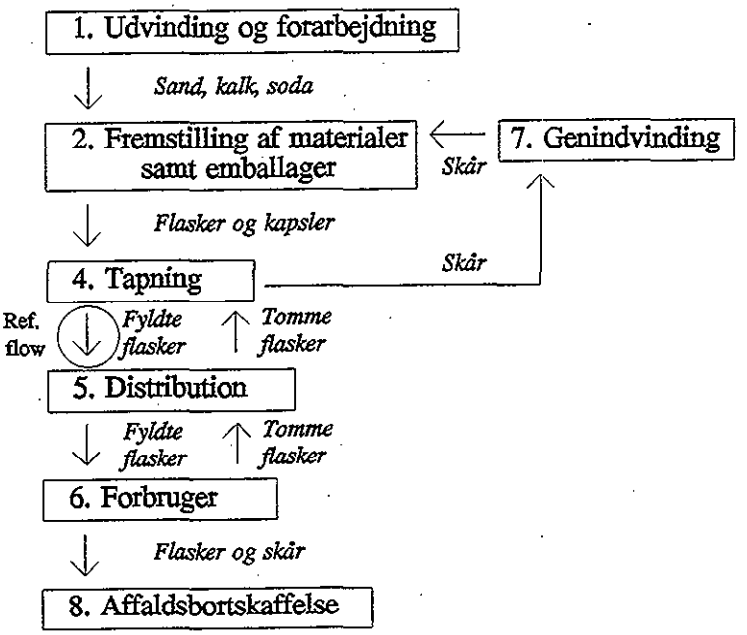
I dette kapitel beskrives det eksisterende danske retursystem for grønne 33 cl genpåfyldelige grønne glasflasker til øl.

Der redegøres for forhold omkring materiale- og energiforbrug, emissioner til luft og vand samt affald.

5.1.1 Systembeskrivelse

Materialeflow

Det danske retursystem for genpåfyldelige flasker er opdelt i 7 trin, som illustreret i figur 5.1.



Figur 5.1
Livscyklustrin for 33 cl genpåfyldelige grønne glasflasker til øl.

Fremstilling af materialer og fremstilling af emballage, trin 2 og 3, er slået sammen under trin 2: "Fremstilling af materialer og emballager". Denne sammenlægning er foretaget, da processerne foregår på et glasværk i et sammenhængende procesforløb og vanskeligt kan adskilles i praksis.

Tapning omfatter påfyldning af flasker og påsætning af kapsler. Både nye og brugte, returnerede flasker renses før genpåfyldning. Kasser sorteres og rengøres.

Der tages i beregningerne udgangspunkt i et referenceflow ved distribution af 1.000 liter distribueret øl. Referenceflowet er angivet på figur 5.1.

Distributionsleddet består af transport af de fyldte flasker fra tappehal over depot ud til forretningen. Her er endvidere inkluderet returtransport af tomme flasker.

Forbrugerleddet omfatter nedkøling af emballagen. Det har ikke været muligt at medtage transport mellem forretning og hjem, tur/retur.

Genvinding omfatter oparbejdning og rensning af bryggeriskår, som indgår i produktion af nye flasker. Under genvinding medtages desuden den del af transporten i distributionssystemet, der omfatter de tomme flasker, der kasseres på bryggeriet.

Affaldsbortskaffelsen består af transport af dagrenovation fra forbruger til deponi og affaldsforbrændingsanlæg, samt transport af slagger fra affaldsforbrændingsanlæg til deponi.

Som det fremgår af figur 5.1, er det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige flasker karakteriseret ved genbrug af flaskerne og desuden ved genvinding af materialet til produktion af nye flasker.

Returprocent

Returprocenten svinger mellem 98% og 99% på grund af forskydninger i cirkulationsmængden (flaskebestand), distribueret mængde samt øvrige forhold.

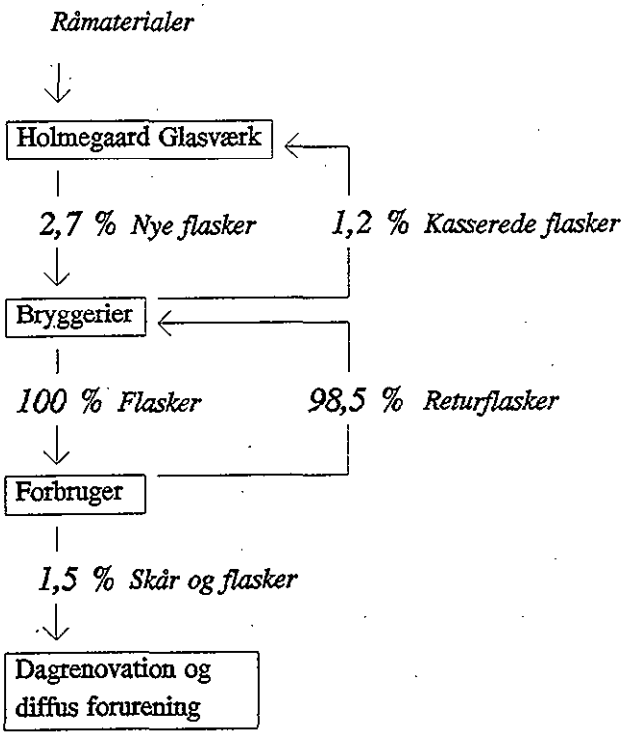
Der er taget udgangspunkt i en returprocent på 98,5% (fra forbruger til tapperi). Returprocenten er fastlagt på baggrund af oplysninger fra branchen fra 1991/1992 (Carlsberg (1993), Albani (1993) og Bryggeriforeningen (1992)).

Betydningen af ændringer i returprocenten er vurderet gennem en følsomhedsanalyse af energiforbruget, - se afsnit 5.3.5.

Der kasseres en vis mængde flasker på byggeriet på grund af slid og ridser eller skår og som et led i en løbende udskiftning af flaskebestanden. Kassationen varierer mellem 1% og 2% og afhænger i en vis grad af returprocenten.

Der er taget udgangspunkt i en kassation på 1,2%. Betydningen af ændringer i kassationsprocenten er vurderet gennem en følsomhedsanalyse, jf. afsnit 5.3.5.

Med udgangspunkt i distribution af fyldte flasker, kan det eksisterende danske returflaskesystem opstilles, som vist i figur 5.2.



Figur 5.2
Flow af flasker i det eksisterende danske returflaskesystem for 33 cl grønne flasker.

Supplering af glas

Til produktion af Dansk Standard Ølflaske på Holmegaard Glasværker anvendes i dag 30% nye råvarer og 70% skår. Det er målet i fremtiden at indsamle flere skår og at nå op på at benytte 85% skår, hvilket anses som maximalt på basis af styring af produktionen. Der er her taget udgangspunkt i en skårprocent på 70%.

De benyttede skår består af:

- Holmegaards egne skår.
- Fremmede skår,
  der består af:
  - Bryggeriskår
  - Øvrige skår

Holmegaards egne skår består af spild og kasserede flasker fra flaskeproduktionen. Holmegaards egne skår kommer ikke "uden for porten" og indregnes derfor under produktion af flasker.

Transport og rensning af bryggeriskår indregnes under genvinding. De stammer fra bryggeriet, hvor flasker kasseres før tapning.

Øvrige skår betragtes som råvarer, da hovedparten stammer fra vinflasker og andre emballager end ølflasker. Det antages, at mængden af skår fra ølflasker i denne fraktion er negligibel.

Anvendelse af 70% skår i produktion af nye flasker svarer til, at alle bryggeriskår anvendes, hvilket svarer til (1,2%)/(2,7%)*100 = 44% af det færdige glas, og at der derudover tilføres 70%-44% = 26% øvrige skår fra Holmegaards egen skåroparbejdning.

Allokering

Miljøbelastningen fra udvinding af råvarer for den mængde skår, der tilføres fra andre systemer, fordeles med 50% til hvert system, således at 50% af miljøbelastningen (forbrug af råvarer, energi, emissioner og affald) henregnes til systemet for genpåfyldelige flasker.

Den variation, der viser forskellen i mulige allokeringsprincipper, er vist sidst i kapitlet under afsnit 5.4 Nøgletal. Her er variationen vurderet ud fra opgørelse af det direkte energiforbrug.

Emballage

Der er taget udgangspunkt i Dansk Standard Ølflaske, 33 cl, der har en gennemsnitlig vægt på 325 g (Holmegaard, 1993).

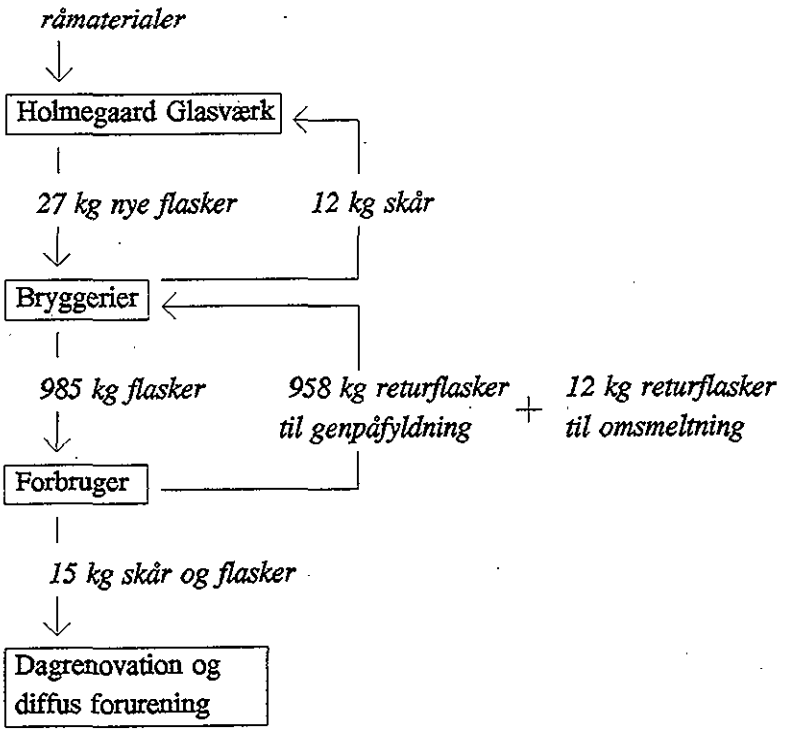
Endvidere er kapsler og etiketter for og bag og på flaskens hals medregnet. Kapslerne består af blik (ca. 2 gram pr. kapsel) med et indlæg af polyethylen (ca. 0,2 gram pr. kapsel). Etiketter til en ølflaske vejer samlet ca. 0,6 gram, hvortil kommer ca. 0,2 gram lim pr. etiket.

Der anvendes ikke folie omkring halsen på almindelige ølflasker, og dette er derfor ikke medtaget.

Flaskerne transporteres i plastkasser med 30 flasker pr. kasse. Kasserne er fremstillet af HDPE (High Density Polyethylen) og har en gennemsnitlig vægt på 2,1 kg.

Massebalance for glas

På basis af en distribution af 1.000 liter øl, er massebalancerne for flasker og skår i det danske returflaskesystem vist i figur 5.3.



Figur 5.3
Flow af flasker og skår i det eksisterende retursystem for 33 cl grønne glasflasker til distribution af 1.000 liter øl.

5.1.2 Forudsætninger

Datagrundlag

Der er indhentet data fra litteraturen for alle processer, så vidt det har været muligt. Disse data er blevet brugt som sammenligningsgrundlag for de stedsspecifikke data, der er indsamlet fra det eksisterende system.

Data vedrørende fremstilling af råmaterialer til produktion af flasker er indsamlet dels fra litteraturen og dels fra råvareleverandører til Holmegaards Glasværker.

For produktion af glas og flasker er der taget udgangspunkt i data fra Holmegaards Glasværker i Fensmark.

Data for tapning af flasker er baseret på oplysninger fra Carlsberg.

Distributionssystemet for fyldte og tomme flasker er opstillet i samarbejde med Carlsberg.

Genvinding og rensning af skår bygger på data fra Holmegaard.

5.1.3 Afgrænsninger

Der tages udgangspunkt i råmaterialerne sand, soda, kalk og skår. Øvrige materialer betragtes som hjælpestoffer.

Der er gjort følgende undtagelser fra den generelle opbygning af beregningerne og inddeling i processer og transport:

Tapning, punkt. 4 omfatter også vask og påfyldning af flasker. Vask af kasser er ligeledes medtaget, da det ikke ud fra de foreliggende oplysninger har været muligt at opgøre vand- og energiforbrug særskilt for kasser og flasker.

Udgravning af sand foregår med sandsuger, og det har ikke været muligt at adskille energiforbruget til transport med sandsugeren og til opgravning af sand. Derfor er transportenergien indregnet under procesenergien for denne proces.

5.2 Resultater

I det følgende opstilles resultaterne for kortlægningen af genpåfyldelige flasker. De anførte resultater er baseret på delrapport 1, hvori der findes detaljerede procesbeskrivelser samt opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for hvert livscyklustrin.

Resultaterne er opstillet for hele livscyklus og opdelt i materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

I opgørelsen er forudsat en returprocent på 98,5% fra forbruger til tapperi og en kassation på bryggeriet svarende til 1,2%, således at genbrugsprocenten er på 97,3%.

5.2.1 Materialer

Det samlede materialeforbrug for distribution af 1.000 liter øl i genpåfyldelig glasflaske er opgjort for hele livscyklus.

Materialeforbruget er opdelt på materialeforbrug til selve flasken og materialeforbrug til kapsler, etiketter og kasser.

Dertil kommer materialeforbrug vedrørende primær energiproduktion, som dels omfatter materialer, der indgår i selve energifremstillingen, men også materialer til bygninger, procesudstyr m.v. relateret til energifremstillingen.

Ved affaldsforbrænding udvikles en vis energimængde. Såfremt denne energi udnyttes maksimalt til kraft/varme-produktion kan der spares energi og dermed også materialer. De anførte materialeforbrug under "undgående materialeforbrug" repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares.

Materialeforbrug for 33 cl genpåfyldelige glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		Processer: Glasflasker	Processer: Øvrige emballager	Energifremstilling	SUM	Undgåede materialeforbrug
Råmaterialer						
Sand	gram	8.712			8.712	
Kalksten	gram	2.419		1.854	4.273	-85
Kalk	gram	2.597			2.597	
Natriumchlorid	gram	2.709			2.709	
Skår (fra andre systemer)	gram	6.795			6.795	
Skår (internt cirkuleret i system)	gram	11.818			11.818	
Hvidblik	gram		6.222		6.222	
Skrot	gram		1.091		1.091	
Jernmalm	gram			608	608	-18,2
Råolie	gram		3.548		3.548	
Træ	gram		4.023		4.023	
Hjælpematerialer						
Natriumsulfat	gram	56			56	
Anthrasitkul	gram	23			23	
Coboltoxid	gram	2			2	
Sulfosæbe	gram	2			2	
Sæbe	gram	520			520	
Polyethylenstearat	gram	Ingen data			0	
Lud (35%) (natriumhydroxid)	gram	4.400			4.400	
Natriumhydroxid	gram		43		43	
Svovlsyre (30-50%)	gram	1.030			1.030	
Svovlsyre (ukendt koncentration)	gram		33		33	
Hypochlorit	gram	45			45	
Tin	gram		25		25	-0,0002
Valseolie	gram		48		48	
Hydrogen	gram		2		2	
Kalk	gram		12		12	
Chlor	gram		29		29	
Natriumchlorat	gram		33		33	
Oxygen	gram		29		29	
Peroxid	gram		5		5	
Svovldioxid	gram		19		19	
Kaolin og binder	gram		627		627	
Hjælpestoffer (ikke specificeret)	gram		12		12	
Vand	liter	3.000	188	3.795	6.983	-245
Fremkomne, genanvendelige materialer						
HDPE (fra plast-kasser)	gram		318		318	

Tabel 5.1
Resultater for materialeforbrug og fremkomne materialer, for 33 cl genpåfyldelige grønne glasflasker.

Glasproduktion

Til distribution af 1.000 liter øl skal der fremstilles 26,6 kg nye flasker, - de resterende 958 kg er returnerede flasker, der genpåfyldes.

Til fremstilling af 26,6 kg nye flasker anvendes:

Nye råmaterialer	16,4 kg
Bryggeriskår fra systemet	11,8 kg
Skår fra andre systemer	6,8 kg

Den samlede mængde nye råmaterialer til fremstilling af flasker er større end 26,6 kg af flere årsager. Der tabes en del ved spild samt ved afgasning af kuldioxid under glasfremstilling. Ved fremstilling af soda ud fra natriumchlorid og kalksten fremstilles calciumchlorid som biprodukt, og endvidere henregnes der som følge af allokering et vist forbrug af råmaterialer (50%) til systemet fra fremstilling glas fra andre systemer der anvendes som skår.

Flaskevask

Ved vask af flasker er der et væsentligt forbrug af materialer i form af lud og sæbe. Til neutralisering af spildevandet fra vasken forbruges en væsentlig mængde svovlsyre. Det samlede forbrug af hjælpematerialer hertil svarer til ca. 6 kg pr. 1.000 liter samt 3 m^3 vand.

Etiketter og kapsler

Forbruget af hvidblik og skrot anvendes til fremstilling af kapsler, råolien til fremstilling af kapselindlæg og kasser. Træ anvendes til fremstilling af etiketter.

Trykfarveforbruget til etiketter skønnes at udgøre ca. 100 gram. Forbruget til kasser er minimalt, p.g.a. kassernes lange levetid. Limforbruget er opgjort til 800 gram. Det råvareforbrug, der omfatter fremstilling af lim og trykfarve, og som ikke er opgjort, skønnes at udgøre 1-2 kg pr. 1.000 liter.

Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve til etiketter og kasser er ikke opgjort. Ligeledes er råvarer til limfremstilling ikke medtaget.

Det samlede forbrug af opgjorte råmaterialer til etiketter, kapsler og kasser udgør ca. 15 kg pr. distribueret 1.000 liter.

Det samlede forbrug af hjælpematerialer til fremstilling af etiketter, kapsler og kasser er på ca. 0,9 kg pr. 1.000 liter. Dertil kommer ca. 200 liter vand. Hjælpestofforbruget stammer hovedsagelig fra papirproduktionen.

Energifremstilling

Forbruget af materialer til energifremstilling omfatter hjælpematerialer til energiproduktionsprocesser og til renseprocesser (fx. røggasrensning) samt materialer til fremstilling af bygninger og produktionsudstyr. De grundliggende data gør det ikke muligt at foretage en klar skelnen, - se delrapport 7. I de videre vurderinger af materialeforbruget vil kun blive medtaget forbruget af kalk og vand.

Ud- og indgående strømme

Der anvendes skår fra andre systemer, - i alt 6,8 kg. Disse skår er indregnet i materialeopgørelsen, men miljøbelastningen fra udvinding af råvarer til denne mængde skår allokeres efter 50/50-metoden jf. afsnittet om allokering.

Derudover indsamles 0,32 kg plastkasser pr. 1.000 liter distribueret øl. Dette HDPE-materiale kan genvindes og anvendes ved produktion af andre produkter.

5.2.2 Energi

Energiforbruget er opgjort som det direkte energiforbrug i form af energi til processer og transport.

Det direkte energiforbrug er derefter omregnet til forbrug af primære energiressourcer.

Principperne for opgørelse af primær energi er beskrevet i delrapport 7.

Direkte energiforbrug

Det samlede direkte energiforbrug for processer og transport opdelt på de enkelte trin i livscyklus er vist i tabel 5.2.

Den energimængde, der udvikles ved affaldsforbrændingen, medtaget og modregnet i opgørelse af det direkte energiforbrug.

Energiforbrug for 33 cl genpåfyldelige glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		Processer: Glasflasker	Processer: Øvrige emballage	Transport	Procent %
Råvarefremstilling	MJ	19,5		3,1	1,2
Glasfremstilling	MJ	118,9		5,4	6,8
Tapning	MJ	640,0		0,0	35,0
Distribution	MJ	0,0		587,6	32,1
Forbrug	MJ	44,3		0,0	2,4
Genvinding	MJ	0,5		6,0	0,4
Affald	MJ	1,7		2,9	0,2
Etiketter	MJ		113,7	3,7	6,4
Kapsler	MJ		115,1	5,5	6,6
Kasser	MJ		34,0	129,2	8,9
SUM	MJ	824,9	262,7	743,2	100
SUM i alt	MJ	1.830,8			

Tabel 5.2
Direkte energiforbrug for 33 cl genpåfyldelige flasker af grønt glas.

Af tabel 5.2 fremgår det, at det væsentligste energiforbrug er i forbindelse med tapning og ved distribution.

Energiforbruget ved tapningen er meget usikkert bestemt; ± 50%, og usikkerheden har en væsentlig indflydelse på det samlede resultat.

Energiforbruget ved distributionen er bestemt ud fra energiforbrug pr. ton, flyttet 1 km. Dette medfører en betydelig usikkerhed på grund af usikkerhed ved fastlæggelse af transportkapaciteten. Dette uddybes i afsnit 5.3.5 under Følsomhedsanalyse.

Energiforbruget til etiketter og kapsler er baseret på generelle data og kan derfor variere fra det egentlige energiforbrug.

Energiforbruget til glasfremstilling er baseret på aktuelle tal fra Holmegaards Glasværker og har en relativ lille usikkerhed.

Der er gennemført en samlet beregning af usikkerheden på det direkte energiforbrug. Dette er vist i bilag 2 og resultatet er vist under nøgletal i afsnit 5.4.

Energiressourcer

Der er foretaget en omregning af det direkte energiforbrug til primære energiressourcer.

I tabel 5.3 er vist en tabel over de energityper (kul, olie, el), der anvendes for det samlede energiforbrug til processer og transport.

Endvidere er den mængde energi, der er bundet i materialerne opgjort. Energiindholdet er bestemt ud fra nedre brændværdi for de respektive materialer.

En del af den energimængde, der er bundet i materialerne vil blive frigjort ved forbrænding. På affaldsforbrændingsanlæg med energiudnyttelse kan energien udnyttes, og denne energi "sparer" nogle emissioner, der ellers ville være fremkommet ved forbrænding af olie eller kul. Disse besparelser opgøres som "undgåede ressourceforbrug", "undgåede emissioner" og "undgåede affaldsmængder" i det følgende.

Energiforbrug fordelt på energity pr. for 33 cl genpåfyldelige glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport (og rensn. af skår)	MJ	743,5
Svær fuelolie til transport	MJ	0,2
Fuelolie (kedelanlæg)	MJ	463,4
Naturgas	MJ	106,4
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	0,0
El i Danmark	MJ	237,3
El i Sverige	MJ	0,0
El i Europa	MJ	42,2
El i Verden	MJ	0,0
Uspecificeret	MJ	179,5
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**1.772,4**
Energiindhold i materialer	MJ	88,5
Forbrænding	MJ	-30,1
SUM	MJ	**1.830,8**

Tabel 5.3
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for genpåfyldelige glasflasker til distribution af 1.000 liter øl.

De primære energikilder, der anvendes til fremstilling af elektricitet afhænger af, hvor elektriciteten fremstilles (hvilket land/område). For retursystemet for genpåfyldelige flasker forudsættes det, at el anvendt til fremstilling af papir og plastfolie sker i Vesteuropa, mens resten af el-forbruget ligger i Danmark. De grundliggende data for energi er anført i delrapport 7.

Med hensyn til udvinding af primære energiressourcer er der taget udgangspunkt i et gennemsnit for Vesteuropa.

Betegnelsen "uspecificeret" i tabel 5.3 omfatter det energiforbrug, som det ikke har været muligt at få oplyst energitypen for.

For det uspecificerede energiforbrug er der som grundlag for omregning til primær energi anvendt Vesteuropæisk gennemsnitlig energiproduktion.

I tabel 5.4 er vist en opgørelse af de samlede primære energiressourcer for genpåfyldelige glasflasker ved distribution af 1.000 liter.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for 33 cl genpåfyldelige glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energiressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm^3	1,949	-0,005
Naturgas	Nm^3	6,222	-0,034
Minegas (fra kulminer)	kg	0,333	-0,025
Råolie	kg	40,103	-0,112
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	4,748	-0,043
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	48,315	-3,710
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	0,3067	-0,0029
Potentielt energiindhold i vand	MJ	22,040	-0,193
Træ i skove (tørvægt)	kg	0,557	-0,038

Tabel 5.4
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for genpåfyldelige glasflasker til distribution af 1.000 liter.

De energiressourcer, der er anført i kolonnen under "undgåede energiressourcer", er den mængde ressourcer, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt til kraft/varme-produktion.

5.2.3 Emissioner til luft

I det følgende er opgjort emissioner til luft. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer, transport samt på energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra energiproduktionen henvises til delrapport 7.

Resultaterne fra opgørelse af emissioner til luft er vist i tabel 5.5.

Emissioner til luft for 33 cl genpåfyldelige glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Trans-port	Energi-fremstil-ling	SUM	Und-gåede emis-sioner
		Glas-flasker	Øvrige emballa-ger				
Partikler, støv	gram	16,04	9,46	21,24	269,35	316,09	-12,88
Kuldioxid, CO_2	gram	1835		54.484	165.738	222.056	6.198
Nitrogenoxider, NO_x	gram	29,25	13,28	1.097,83	432,14	1.572,51	-15,99
Svovldioxid, SO_2	gram	42,55	28,88	47,07	1.286,94	1.405,43	-26,17
Methan, CH_4	gram				523,37	523,37	-26,16
Flygtige organiske forb. (- methan), NMVOC	gram		27,61	247,56	326,94	602,12	-1,23
Cadmium, Cd	gram				0,024	0,024	4*10-8
Kviksølv, Hg	gram		0,00004		0,003	0,003	2*10-7
Bly, Pb	gram	0,16			0,063	0,223	-0,001
Radioaktive emiss., total	kBq				26.693	26.693	-256

Tabel 5.5
Emissioner til luft fra 33 cl genpåfyldelige grønne flasker af glas.

Emballager

De væsentligste emissioner fra processerne forekommer ved fremstilling af råvarer og selve flasken.

Kuldioxid stammer fra omdannelser i glassmelten.

De relativt små mængder bly stammer fra emissioner fra glasproduktionen, hvor der anvendes blyholdige skår.

Primære energikilder

Som det fremgår af tabel 5.5, er de væsentligste emissioner fra energiproduktion kuldioxid samt svovldioxid. De radioaktive emissioner stammer fra energiproduktion i Vesteuropa, hvor en del af el-produktionen er baseret på A-kraft.

Undgåede emissioner

De undgåede emissioner er de emissioner, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

5.2.4 Emissioner til vand

I det følgende er opgjort emissioner til vand. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer samt fra energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra den primære energiproduktion henvises til delrapport 7.

I tabel 5.6 er vist de samlede emissioner til vand.

Emissioner til vand for 33 cl genpåfyldelige glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		Processer				
		Glas-flasker	Øvrige emballager	Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram			6,85	6,85	-0,05
Phosphat	gram			4,64	4,64	-0,35
Fedt og olie	gram			37,13	37,13	-0,10
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram		10,43	36,38	46,82	-0,16
BOD5	gram	Ingen data	5,87	0,15	6,01	1*10-6
COD	gram	4200	50	4,14	4253,65	-0,03
Cadmium, Cd	gram			0,01	0,01	0,00
Kviksølv, Hg	gram		0,000002	1,5*10-7	0,000002	8,5*10-9
Bly, Pb	gram	0,0000	0,0000	0,40	0,40	-0,03
Radioaktive emissioner, total	kBq			246,39	246,39	-2,37

Tabel 5.6
Emissioner til vand for 33 cl genpåfyldelige grønne flasker af glas.

Fra processer

Emissioner til vand fra processer omfatter primært vask af flasker samt fremstilling af papir til etiketter.

For vask af flasker er der kun målt COD på spildevandet fra flaskevask. Det antages, at det organiske indhold fra flaskevasken er overvejende letnedbrydeligt, og at BOD indholdet derfor ligger i størrelsesordenen 4.000 gram.

Fra udvinding af primære energikilder

Fra udvinding af primære energikilder til energiproduktion fremkommer en række emissioner til vand. De væsentligste er fedt og olie fra fossile brændsler, organiske stoffer samt radioaktive stoffer fra A-kraft.

5.2.5 Affald

Der er foretaget en opgørelse af affaldsmængderne, som fremkommer ved kassation af ikke returnerede emballager, fra processer og fra energiproduktion. Denne opgørelse er vist i tabel 5.7.

Affald for 33 cl genpåfyldelige glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgået affald
		Glasflasker	Øvrige emballager			
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballager	kg	9,5	5,2		5,2	
Deponering af emballager	kg	2,4	3,7		6,1	
Kassation i naturen af emballager	kg	3,0	0,7		3,6	
Industriaffald						
Menge-rester	gram	13,3			13,3	
Industriaffald generelt	gram			23.238,3	23.238,3	-1.434,6
Miljøfarligt affald						
Soda-klumper	gram	13,3			13,3	
Miljøfarligt affald generelt	gram			56,3	56,3	-1,0
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	m^3			0,0001	0,0001	-0,0000003
Uspecificeret affald						
Uspecificeret	gram	13,3	511,3		524,6	

Tabel 5.7
Affaldsmængder for 33 cl genpåfyldelige grønne glasflasker.

Kasserede emballager

De kasserede emballager, der bortskaffes ved forbrænding omfatter dels glasskår og dels kasser, kapsler og etiketter. Deponering omfatter skår samt kapsler og etiketter. Materialer, der bortskaffes diffust i naturen, omfatter ligeledes primært skår, men også kapsler og etiketter.

Processer

Affald fra produktion af emballager omfatter dels industriaffald, der kan forbrændes eller deponeres, og miljøfarligt affald, der kræver speciel behandling.

Energiproduktion

Affald fra energiproduktion stammer hovedsagelig fra dansk el-produktion og er slagge fra kulfyrede kraftværker. Dertil kommer affald fra udvinding af energikilder samt radioaktivt affald.

Undgået affald

Det "undgåede affald" repræsenterer den affaldsmængde, der kan spares, såfremt energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

5.3 Vurdering af kortlægningen

5.3.1 Udgangspunkt

Flasken

Ved kortlægningen er der for selve flasken lagt vægt på, at datagrundlaget stammer fra specifikke produktionsanlæg og anvendelsesforhold.

Der er taget udgangspunkt i konkrete oplysninger om produktionsforhold på Holmegaards Glasværker og glasværkets leverandører.

Med hensyn til anvendelsen er der taget udgangspunkt i konkrete oplysninger fra De Forenede Bryggerier og anvendelsesforholdene på Carlsberg i Valby. Med hensyn til distributionen er der ligeledes taget udgangspunkt i oplysninger fra Carlsberg.

Der er taget udgangspunkt i oplysninger fra De Forenede Bryggerier, da Carlsberg og Tuborg står for en markedsandel på mere end 2/3 af det årlige danske salg af øl. Andre danske bryggerier er kontaktet med hensyn til endelig fastlæggelse af returprocenter m.v.

Etiketter, kapsler og kasser

Ved kortlægningen af etiketter, kapsler og kasser, som anvendes i forbindelse med retursystemet for genpåfyldelige glasflasker, er der taget udgangspunkt i det forbrug, man har på Carlsberg.

Ud fra oplysninger om materialetyper og -mængder er leverandører blevet kontaktet. Det har dog været yderst sparsomt hvilke oplysninger, det har været muligt at indhente.

Kortlægningen af etiketter, kapsler og kasser er derfor gennemført ud fra generelle oplysninger om produktion af papir, blik og plast (PE) og tager således ikke udgangspunkt i specifikke produktionsforhold.

I forbindelse med kortlægningen af etiketter har det ikke været muligt at indsamle oplysninger om trykfarve og lim til etiketter. I forbindelse med fremstilling af kasser har det ikke været muligt at indsamle oplysninger om farvestoffer til farvning af plasten og om trykfarve til tryk på kasserne.

Hjælpestoffer

De hjælpestoffer, der anvendes ved fremstilling og brug af flasken, er primært rensemidler ved vask af flasker og kasser. Fremstilling af disse hjælpestoffer er ikke kortlagt. Der er alene foretaget en opgørelse af de forbrugte mængder.

Øvrige forhold

I kortlægningen er ikke medtaget paller eller andet transportmateriel.

I forbindelse med distributionssystemet er der ikke taget hensyn til eventuelle specielle krav omkring transportmateriel, depoter m.v.

Der er alene set på den mængde emballage (flasker og kasser), der skal transporteres rundt.

5.3.2 Triptal

I kortlægningen tages udgangspunkt i en returprocent på 98,5%. Det er den mængde emballager, der returneres fra forbruger til tapperi. Returprocenten varierer mellem de forskellige bryggerier og den anvendte størrelse er et udtryk for et gennemsnit.

På bryggeriet frasorteres ca. 1,2% af de returnerede flasker på grund af slid, ridser m.v. Genbrugsprocenten er således 97,3% i gennemsnit for danske bryggerier.

En genbrugsprocent på 97,3% svarer til et triptal på 37.

Oplysninger fra Bryggeriforeningen (pers. kom.m. Antonsen, februar 1993) og ikke publicerede notater fra midten af 70'erne viser en genbrugsprocent på mellem 97,0% og 97,5%, hvilket svarer til triptal på mellem 33 og 40.

Det må på baggrund af ovenstående konstateres, at genbrugsprocenten for genpåfyldelige glasflasker til øl ligger nogenlunde konstant.

5.3.3 Manglende data

Lim og trykfarve

I kortlægningen indgår ikke en opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for lim og trykfarve, da det ikke har været muligt at indhente oplysninger om disse materialer.

Der anvendes omkring 600 gram lim ved distribution af 1.000 liter. Der anvendes overvejende lim baseret på stivelse, som opløses ved vask med alkali. Limen skylles således ud sammen med spildevandet fra flaskevask.

Det kan ikke vurderes hvilken betydning, udeladelse af etiketlimen har for de samlede opgørelser. Ud over et materialeforbrug til fremstilling af limen vil der være et vist energiforbrug, samt et bidrag til den organiske belastning af spildevandet.

Det har ikke været muligt at opgøre forbruget at trykfarve til etiketter og kasser.

Trykfarveforbruget til kasser vil være minimalt, da kasserne har en meget lang levetid. De fejl, de samlede opgørelser vil være behæftet med på grund af denne mangel, vil derfor være minimale.

Trykfarveforbruget til etiketterne skønnes at ligge i størrelsesordenen nogle få procent af etiketvægten og derfor udgøre mindre end 100 gram for distribution af 1.000 liter.

Det vurderes, at udeladelsen af trykfarven har en minimal betydning for de samlede opgørelser.

Bortskaffelse

For de flasker, der ikke returneres fra forbrugeren til tapperiet, har det ikke været muligt at fremskaffe konkrete oplysninger om bortskaffelsen.

Det er forudsat, at de enten vil blive bortskaffet gennem dagrenovationen eller bortkastet i naturen. Fordelingen mellem disse to bortskaffelsesformer er sat til 20% i naturen og 80% i dagrenovationen. Samtidig er det antaget, at andelen af flasker, der indsamles uden for pantsystemet (gennem containerindsamlinger o.lign.), er minimalt, og dette er i denne sammenhæng udeladt.

5.3.4 Usikkerheder

I det følgende er usikkerheden på de enkelte data kommenteret. I bilag 2 er opstillet samlede tabeller over usikkerheder, og der er gennemført beregninger vedrørende energi. Sidst i nærværende kapitel er usikkerhederne vist sammen med nøgletallene for kortlægningen.

Materialer

Det vurderes, at opgørelserne af materialeforbrug til fremstilling af selve flasken er behæftet med en relativ lille usikkerhed, - antagelig i størrelsesordenen 5%.

Forbruget af hjælpestoffer til fremstilling af flasken og til flaskevasken er ligeledes opgjort med en relativ lille usikkerhed.

Materialeforbruget til fremstilling af etiketter, kapsler og kasser er baseret på generelle data. Opgørelse af materialeforbrug til fx. en specifik etiketproduktion kan derfor variere noget. Det er vanskeligt at vurdere usikkerheden på disse materialeforbrug, men den skønnes at være i størrelsesordenen 25%.

Energi

De væsentligste energiforbrug findes ved tapning og ved distribution.

Energiforbruget ved tapningen, som primært omfatter skylning af flasker og transportbånd, er bestemt ud fra relativt usikre data. Usikkerheden udgør i størrelsesordenen 50%.

Energiforbruget ved distribution er bestemt ud fra at en given mængde flyttes en given afstand med et bestemt transportmiddel. Disse forhold er relativt godt bestemt, mens transportkapaciteten er baseret på gennemsnits tal.

Ved en kontrol mellem de beregnede energiforbrug og aktuelle oplysninger om brændstofforbrug (pers. kom.m. K. Larsen, Carlsberg, marts 1993) viste der sig god overensstemmelse. På baggrund af dette skønnes det at usikkerheden er i størrelsesordenen 50%.

Energiforbruget ved fremstilling af etiketter, kapsler og kasser er opgjort ud fra generelle data. Det er vanskeligt at vurdere usikkerheden på disse energiforbrug, men den skønnes, at være i størrelsesordenen 50%.

Omregning fra direkte energiforbrug til primært energiforbrug vil introducere en usikkerhed, da de anvendte data ved omregningen er behæftet med en vis usikkerhed. Det har dog ikke været muligt at vurdere denne.

Emissioner

Emissioner til luft stammer primært fra glasproduktionen og fra transport.

Oplysninger om luftemissioner fra glasproduktionen stammer fra konkrete målinger på Holmegaards Glasværker produktion af emballageglas. Usikkerheden på de oplyste måledata er ikke angivet, men skønnes at være i størrelsesordenen 10-20%.

Emissioner til luft fra transport er bestemt ud fra energiforbruget. Da energiforbruget er bestemt med en usikkerhed i størrelsesordenen 25% antages det, at emissionerne er behæftede med en usikkerhed i størrelsesordenen 50%.

Emissioner til vand stammer primært fra vask af flasker og fra produktion af papir.

Spildevandet fra vask af flasker er vurderet på basis af oplysninger fra Carlsbergs miljøgodkendelse og er derfor relativt usikre. Det antages, at usikkerheden ligger i størrelsesordenen 25%.

I forbindelse med papirproduktion vil spildevandsbelastningen afhænge meget af det aktuelle anlæg. Den organiske belastning (målt som COD) kan i visse tilfælde udgøre 25% af belastningen fra et lignende anlæg. I denne sammenhæng antages det, at usikkerheden ligger i størrelsesordenen 50%.

Affald

Fra selve systemet fremkommer de væsentligste affaldsmængder i form af etiketrester ved vask af flasker og i form af uspecificeret affald fra produktion af papir, kapsler og etiketter.

Mængden af etiketaffald opgjort som tørstof kan bestemmes med en relativ lille usikkerhed, mens usikkerheden på opgørelsen af de øvrige affaldsmængder er vanskelig. Det skønnes, at usikkerheden ligger på 50%.

Dertil kommer betydelige affaldsmængder fra produktion af primær energi. Usikkerheden på disse opgørelser skønnes at være 50%.

5.3.5 Følsomhedsanalyse af energiforbrug

I dette afsnit vil nogle af de foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænsers indflydelse på resultaterne blive vurderet. Dette gøres ved hjælp af følsomhedsanalyser på det direkte energiforbrug. Vurderingen afsluttes med en vurdering af usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug for processer og transport.

De foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænser vil desuden have indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder. Det har ikke været muligt at foretage følsomhedsanalyser for indvirkninger på disse indenfor projektets rammer.

De opstillede antagelser og forudsætninger for beregningerne fremgår af delrapport 1. Følsomhedsvurderingerne tager udgangspunkt i en returprocent på 98,5% (bortset fra den, der analyserer returprocenten).

Returprocent

Der er taget udgangspunkt i en returprocent på 98,5% for beregningerne af retursystemet for genpåfyldelige glasflasker. Returprocenten har gennem de sidste mange år ligget omkring samme niveau, men kan afhænge af bl.a. pantens størrelse, oplysningskampagner, indsamlingsordninger og returneringsmuligheder.

Af tabel 5.8 ses en sammenlignende gennemregning for returprocenter på 90%, 95% og 98,5%. 90% er valgt med henblik på en sammenstilling med de opstillede alternative emballagesystemer for glas, aluminiumsdåser og ståldåser, der forudsættes at have denne returprocent.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret	Returprocent 90%	Returprocent 95%	Returprocent 98,5%
Fremstilling af råvarer	80 MJ	46 MJ	23 MJ
Fremstilling af flasker	515 MJ	285 MJ	124 MJ
Tapning	640 MJ	640 MJ	640 MJ
Distribution	562 MJ	577 MJ	588 MJ
Forbrug	44 MJ	44 MJ	44 MJ
Genvinding af skår	7 MJ	7 MJ	7 MJ
Affaldsbehandling	31 MJ	15 MJ	5 MJ
Etiketter, kapsler og kasser	400 MJ	400 MJ	401 MJ
Total	2.278 MJ	2.014 MJ	1.831 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 5.8
Energiforbrug til det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige flasker til øl med varierende returprocenter.

Det ses af tabel 5.8, at en lavere returprocent end den eksisterende på 98,5% giver et forøget energiforbrug. Energiforbruget til udvinding af råvarer og fremstilling af flasker samt affaldsbehandling øges, og dette modsvares ikke af et mindre energiforbrug til indsamling af flaskerne under distribution. Sandsynligvis vil transporten i virkeligheden ikke ændres, da de tomme flasker fyldes på de vogne, der alligevel kører rundt med fyldte flasker.

Ved en returprocent på 95% øges det samlede energiforbrug med ca. 180 MJ/1.000 liter og ved 90% med ca. 450 MJ/1.000 liter.

Returprocenten har stor betydning for energiforbruget i systemet, og det vurderes, at returprocenten også har væsentlig betydning for de samlede ressourceforbrug, men det skal bemærkes, at den anvendte returprocent på 98,5% er relativt sikkert bestemt.

Kassation af flasker

For at holde flaskebestanden på en rimelig standard uden alt for mange ridser, er det nødvendigt med en udskiftning i flaskerne og derfor udtages flasker på bryggerierne og sendes retur til Holmegaard som skår. Der kasseres ca. 1,2% af flaskerne på bryggerierne.

Denne kassationsprocent er behæftet med en vis usikkerhed, der blandt andet skyldes lidt varierende oplysninger fra de forskellige bryggerier. Der er i tabel 5.9 vist en følsomhedsanalyse på energiforbruget i systemet ved anvendelsen af varierende kassationsprocenter. Der er anvendt en returprocent på 98,5%.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret	Kassation 1%	Kassation 1,2%	Kassation 2,5%
Fremstilling af råvarer	23 MJ	23 MJ	29 MJ
Fremstilling af flasker	115 MJ	124 MJ	184 MJ
Tapning	640 MJ	640 MJ	640 MJ
Distribution	588 MJ	588 MJ	584 MJ
Forbrug	44 MJ	44 MJ	44 MJ
Genvinding af skår	5 MJ	7 MJ	13 MJ
Affaldsbehandling	5 MJ	5 MJ	5 MJ
Etiketter, kapsler og kasser	401 MJ	401 MJ	401 MJ
Total	1.820 MJ	1.831 MJ	1.900 MJ

Tabel 5.9
Energiforbrug til det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige flasker til øl med varierende kassationsprocenter.

Det ses af tabel 5.9, at en lavere kassationsprocent (1% i forhold til 1,2%) giver en energibesparelse på 10 MJ/1.000 liter for hele systemet, mens en højere kassation på 2,5% øger det samlede energiforbrug for systemet med 69 MJ/1.000 liter.

Skårprocent

Holmegaard har angivet, at det er muligt at anvende 85% skår i produktionen af grøn dansk standard flaske, hvis der var så mange skår til rådighed. Dette giver dog ingen energibesparelse for det samlede system, da den energi, der spares på Holmegaard ved produktion af den relativt lille mængde flasker (16.200 ton/år) opvejes af forbruget af transportenergi ved indsamling af skårene (11.500 ton/år).

Systemgrænse for skår

"Vuggen" for skår fra andre systemer er defineret ved udkørslen fra skåroparbejdningsanlægget. Indsamling i plastcontainere og oparbejdning af skår kræver ca. 0,28 MJ/kg glas (Intern rapport af K. Pommer et al, 1993). Dette svarer til ca. 2 MJ/1.000 liter i det eksisterende system for genpåfyldelige flasker, hvis al energien henregnes til skårene alene. Forudsætningen om, at disse 2 MJ/-1.000 liter ikke indregnes anses for uden betydning for det samlede resultat.

Lettere flasker

Holmegaard har oplyst, at flaskerne i fremtiden (muligvis 1997) kan produceres med en lettere vægt på i alt 260 g pr. flaske i stedet for de nuværende 325 g. Dette medfører en samlet energibesparelse på ca. 160 MJ/1.000 liter distribueret for hele systemet.

Diffus forurening

Der er i beregningerne taget udgangspunkt i en antagelse om, at 20% af de ikke-returnerede flasker ender som diffus forurening i naturen. De nøjagtige forhold kendes ikke, men hvis man antager, at 100% går til dagrenovation, og dermed til deponi og affaldsforbrændingsanlæg, svarer det til, at det samlede energiforbrug til forbrændingen samt transport, bliver ca 1 MJ/1.000 liter større. Forskellen er uden betydning for det samlede energiforbrug. Antagelsen kan derimod have betydning for opgørelserne af affaldsmængder.

Affaldsforbrænding

Det er antaget, at 80% af varmen fra de opvarmede glasflasker på affaldsforbrændingsanlægget kan genvindes. Fougt fra Holmegaard mener, at denne værdi nok er sat for højt, men da energiforbruget til affaldsforbrænding og opvarmning af glas udgør mindre end 1% af det samlede energiforbrug i systemet, er det uden betydning for det samlede resultat.

Transport

Der er foretaget en del forudsætninger og antagelser i forbindelse med transport i systemet for de anvendte transportkapaciteter, dvs. den grad, transportmidlets kapacitet udnyttes, om der køres med tomme lastbiler den ene vej etc. (se delrapport 7). For at undersøge, hvilken indflydelse, disse antagelser har, er der gennemført følsomhedsanalyser for transporten.

Det samlede transportbehov i systemet svarer til ca. 740 MJ/1.000 liter. Heraf udgør transporten ved distribution 588 MJ/1.000 liter.

Hvis den gennemsnitlige transportkapacitet for alle transporter i systemet fordobles vil det give en samlet besparelse på ca. 370 MJ/1.000 liter.

Hvis transporterne derimod kun er halvt så effektive, vil det fordoble transportenergien og dermed forhøje det samlede energiforbrug med ca. 740 MJ/1.000 liter.

Som det beskrives i delrapport 7, er transporten mellem detailhandel og forbrugerens hjem med personbil ikke medtaget i beregningerne. Energiforbruget fra denne transport kan udgøre op mod 400 MJ/1.000 liter, alt efter, hvordan energien fordeles mellem emballage, produkt, transport af andre produkter og transport af mennesker. Energiforbruget for denne transport antages at være ens for alle emballagesystemerne - en bil bruger ikke mere eller mindre energi om man køber 4 liter øl i flasker eller på dåser.

Bortskaffelse af etiketter

I systemet tages der udgangspunkt i, at de etiketter, der går med flaskerne retur til bryggeriet og aftages her, går til deponi. Carlsberg har imidlertid undersøgt flere muligheder for at udnytte dette etiketaffald på andre måder. Hvis man antager, at alle etiketterne forbrændes på forbrændingsanlæg udvikles ca. 23 MJ/1.000 liter.

Udskiftning af kasser

Der er taget udgangspunkt i en udskiftning af 0,3% af kasserne til retursystemet på baggrund af oplysninger fra Carlsberg. Hvis det antages, at denne udskiftning er højere - f.eks 2% - vil det betyde en forøgelse i energiforbruget på ca. 200 MJ/1.000 liter.

Udeladelser

I systemafgrænsningen er der foretaget en del afgrænsninger under hensyntagen til omfanget af projektet. Herunder er der ikke medtaget fremstilling af natriumsulfat, anthrasitkul, coboltoxid, sulfosæbe, polyethylenstearat, lud, svovlsyre, hypoklorit m.m. Hjælpestofferne fremgår af bilag 1 i delrapport 1. En grov antagelse for vurdering af energiforbruget til fremstilling af disse hjælpestoffer er at tage udgangspunkt i energiforbruget til fremstilling af soda på ca. 6,5 MJ/kg soda. Den samlede mængde hjælpestoffer udgør ca. 7 kg, hvilket giver et samlet energiforbrug på ca. 46 MJ/1.000 liter.

Det skal dog bemærkes, at emissioner og affaldsprodukter fra disse processer ikke medregnes. De kan indebære væsentlige miljøpåvirkninger.

Samlet vurdering

For alle de ovennævnte vurderinger er der opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder i tabel 5.10. Alle betragtninger er foretaget for det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige glasflasker med en returprocent på 98,5% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i tabel 5.3 med 1.831 MJ/1.000 liter.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent 90%		+ 450 MJ		+ 25%
Kassation af flasker	- 10 MJ	+ 69 MJ	- 0,5%	+ 4%
Skårprocent	ca.0 MJ	ca. 0 MJ		
Systemgrænser for skår		+ 2 MJ		+ 0,1%
Lettere flasker	- 160 MJ		- 9%	
Diffus forurening		+ 2 MJ		+ 0,1%
Affaldsforbrænding		ca. 0 MJ		
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 370 MJ	 + 740 MJ + 400 MJ	- 20%	 + 40% + 22%
Bortskaffelse af etiketter		+ 23 MJ		+ 1%
Udskiftning af kasser		+ 200 MJ		+ 11%
Udeladelser		+ 46 MJ		+ 3%
Samlet vurdering			- 20%	+ 25%

Tabel 5.10
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport i det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige flasker til øl baseret på en returprocent på 98,5%.

Det er ikke muligt at foretage en sammenlægning af de foretagne følsomhedsanalyser, da de forskellige faktorer indbyrdes påvirker hinanden. Tabellen giver en oversigt over, hvilke antagelser og forudsætninger, der har størst indflydelse på det totale energiforbrug.

De væsentligste af de ovennævnte forudsætninger er transportkapaciteten og returprocenten. Returprocenten er fastlagt temmelig godt. Transporten er primært transport af flasker under distributionen, og transportkapaciteten for denne transport er nærmere lavere end den gennemregnede.

Det vurderes på denne baggrund, at de samlede variationer som følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen -20% +25% for de 1830 MJ/1.000 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 1460-2300 MJ/1.000 liter.

Det skal understreges, at de ovennævnte forudsætninger og antagelser godt kan have en væsentlig større indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder, end på energiforbruget.

5.4 Nøgletal

I det følgende fremdrages de væsentligste nøgletal med hensyn til materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

5.4.1 Materialeforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste materialeforbrug vist i tabel 5.11.

Materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter			
Materiale		Mængde	Usikkerhed
Flaske	Sand	8,7 kg	5%
	Kalksten	2,4 kg	5%
	Salt	2,7 kg	5%
	Kalk	2,6 kg	5%
Etiketter, Kapsler og Kasser	Hvidblik	6,2 kg	25%
	Skrot	1,1 kg	25%
	Råolie	3,5 kg	25%
	Træ	4,0 kg	25%
Hjælpestoffer	Sæbe	0,5 kg	5%
	Natriumhydroxid (35%)	4,4 kg	5%
	Svovlsyre	1,0 kg	25%
	Kaolin og binder	0,6 kg	25%
	Vand	3,2 m^3	25%
Fremkomne genanvendelige materialer	Plast-kasser (HDPE)	0,32 kg	25%
Energifremstilling	Kalk	1,9 kg	50%
	Vand	3,8 m^3	50%
Undgående materialeforbrug	Kalk	0,09 kg	50%
	Vand	0,2 m^3	50%

Tabel 5.11
Materialeforbrug til distribution af 1.000 liter i genpåfyldelig glasflaske til øl.

Det samlede materialeforbrug udgør ca. 40 kg samt 7 m^3 vand, hvoraf hovedparten anvendes til fremstilling af flasker, etiketter, kapsler og kasser, mens en mindre del anvendes som hjælpestoffer og energifremstilling.

Det undgående materialeforbrug repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares, hvis energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

5.4.2 Energiforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste direkte energiforbrug vedrørende processer og transport vist i tabel 5.12.

Energiforbrug ved distribution af 1.000 liter	Proces	Transport
Fremstilling af:		
Flasker	138 MJ	9 MJ
Etiketter	114 MJ	4 MJ
Kapsler	115 MJ	6 MJ
Kasser	34 MJ	129 MJ
Tapning	640 MJ	
Distribution		588 MJ
Forbrug	44 MJ	
Genvinding	1 MJ	6 MJ
Bortskaffelse (transport og forbrænding)	2 MJ	3 MJ
I alt	825 MJ	743 MJ
Total	**1.830 MJ**	

Tabel 5.12
Direkte energiforbrug til distribution af 1.000 liter i genpåfyldelig glasflaske til øl.

Beregning af usikkerhed er gennemført i bilag 2. Heraf fremgår det at usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug er 27% eller 1830 MJ $\pm$ 500 MJ.

Betydning af ændringer i systemet er belyst gennem følsomheds-analyser. Resultatet af disse viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 1460 MJ og 2300 MJ.

Valg af allokeringsprincipper har ligeledes betydning for resultatet. Vurderingen i kapitel 4 (tabel 4.3) viser, at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 1824 MJ og 1832 MJ som følge af anvendelse af forskellige allokeringsprincipper.

Energiressourcer

Forbruget af primære energiressourcer er beregnet på grundlag af det direkte energiforbrug.

Såfremt energiindholdet fra forbrænding udnyttes maksimalt vil forbruget af ressourcer, som er anført i tabel 5.13, kunne reduceres med de mængder der, er anført under "undgåede energiressourcer".

Primære energiressourcer	Forbrug pr. 1.000 liter øl	
	Forbrug	Undgåede energiress.
Stenkul	48 kg	3,7 kg
Brunkul	4,7 kg	0,04 kg
Råolie	40 kg	0,1 kg
Gas	8,5 Nm^3	0,06 Nm^3
Uran	0,31 gram	0,003 gram
Potentielt energiindhold i vand	22 MJ	0,2 MJ
Træ i skove	0,56 kg	0,04 kg

Tabel 5.13
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for genpåfyldelige glasflasker til distribution af 1.000 liter.

Usikkerheden på opgørelserne af primære energiressourcer skønnes at være omkring 50%.

5.4.3 Emissioner og affald

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste emissioner og affaldsmængder vist i tabel 5.14.

Det har ikke været muligt at beregne usikkerheden på emissioner. Da et væsentligt bidrag til emissioner stammer fra primær energiproduktion, hvor usikkerheden er i størrelsesordenen 50%, vil usikkerheden på bestemmelse af de samlede emissioner ligge i størrelsesordenen 50-100%.

Emissioner pr. 1.000 liter dist.	Fremkommet	Undgåede emissioner
Luft		
Partikler	316 gram	13 gram
Kuldioxid	222 kg	6,2 kg
Kulbrinter (methan + NMVOC)	1.125 gram	27 gram
Svovldioxid	1.405 gram	26 gram
Nitrogenoxider	1.573 gram	16 gram
Radioaktivitet	26.700 kBq	260 kBq
Vand		
BOD (biologisk iltforbrug)	4.000 gram[1]	-
COD (kemisk iltforbrug)	4.250 gram	-
Olie og fedt	37 gram	0,1 gram
Organiske stoffer	47 gram	0,16 gram
Radioaktivitet	246 kBq	2 kBq
Affald		
Emballager i naturen	3,6 kg	-
Emballager til affaldsforbrænd.	5,2 kg	-
Emballager til deponi	6,1 kg	-
Industriaffald	23,3 kg	1,4 kg
Miljøfarligt affald	0,070 kg	0,001 kg
Radioaktivt affald	0,1 liter	0,0003 liter
Uspecificeret affald	0,525 kg	-

[1]Vurderet på basis af spildevand fra flaskevask.

Tabel 5.14
Emissioner og affald ved distribution af 1.000 liter i genpåfyldelig glasflaske til øl.

6 Genpåfyldelig glasflaske til læskedrik

6.1 Introduktion

I dette kapitel beskrives det eksisterende danske retursystem for klare genpåfyldelige glasflasker til læskedrik.

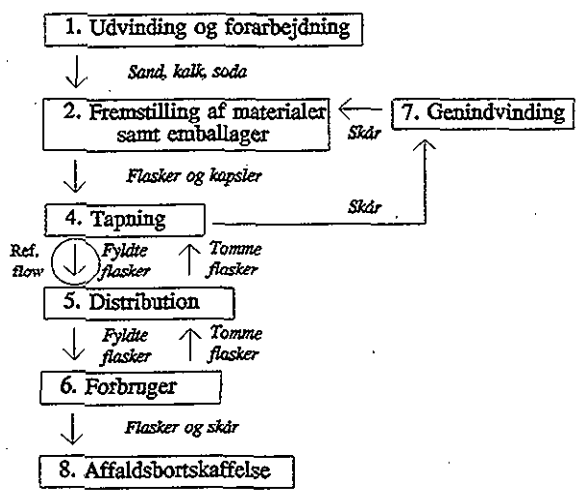
Der er taget udgangspunkt i en 25 cl klar glasflaske, da 1-liters flasker stort set ikke anvendes mere.

Der redegøres for forhold omkring materiale- og energiforbrug, emissioner til luft og vand samt affald.

6.1.1 Systembeskrivelse

Materialeflow

Det danske retursystem for genpåfyldelige flasker er opdelt i 7 trin, som illustreret i figur 6.1.



Figur 6.1
Livscyklustrin for genpåfyldelige flasker af glas til læskedrik.

Systemet for klare, genpåfyldelige glasflasker til læskedrik er principielt opbygget som systemet for grønne, genpåfyldelige glasflasker til øl, og der henvises derfor til afsnit 5.1.1 for opdeling af systemet i 7 livscyklustrin.

Returprocent

Returprocenten svinger mellem 98% og 99% på grund af forskydninger i cirkulationsmængden (flaskebestand), distribueret mængde samt øvrige forhold.

Der er taget udgangspunkt i en returprocent på 98,5% (fra forbruger til tapperi). Returprocenten er fastlagt på baggrund af oplysninger fra branchen fra 1991/1992 (Carlsberg (1993) og Danske Læskedrik Fabrikanter (1993)).

Der kasseres en vis mængde flasker på byggeriet på grund af slid og ridser eller skår og som et led i en løbende udskiftning af flaskebestanden. Kassationen varierer mellem 1% og 2% og afhænger i en vis grad af returprocenten.

Der er taget udgangspunkt i en kassation på 1,5% (baseret på oplysninger fra Dansk Læskedrik Fabrikanter og Carlsberg).

Dette svarer til en genbrugsprocent på 97%, hvilket igen svarer til et triptal på 33, jf. afsnit 3.3.3.

Med udgangspunkt i distribution af fyldte flasker, kan det eksisterende danske returflaskesystem for læskedrik opstilles, som vist i figur 6.2

Supplering af glas

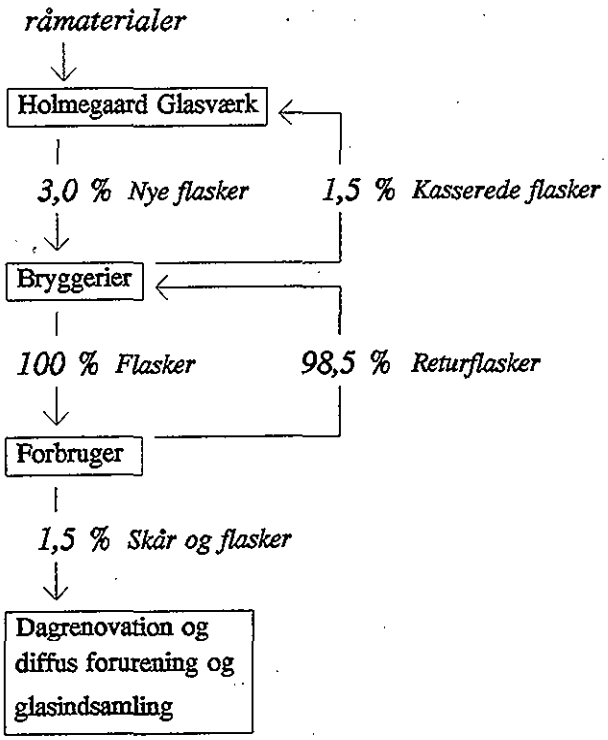
Til produktion af klare 25 cl mineralvandsflasker (DS 2068) på Holmegaard Glasværker anvendes i dag 26,7% skår, - resten råvarer.

Allokering

Ved anvendelse af 26,7% skår i produktionen bliver der en vis mængde skår til overs, som ikke kan anvendes i systemet, jf. afsnit 4.3.2.

Det antages at tiloversblevne skår erstatter råvarer i andre glasemballagesystemer. Denne besparelse tilgodeskrives systemet 50%, således at 50% af miljøbelastningen til udvinding af råvarer til fremstilling af overskydende glas modregnes det faktiske råvareforbrug.

Den variation, der viser forskellen mellem mulige allokeringsprincipper, er vist sidst i kapitlet under afsnit 6.4 Nøgletal. Her er variationen vurderet ud fra opgørelse af det direkte energiforbrug.



Figur 6.2
Flow af flasker i det eksisterende danske system for genpåfyldelige glasflasker til læskedrik.

Emballage

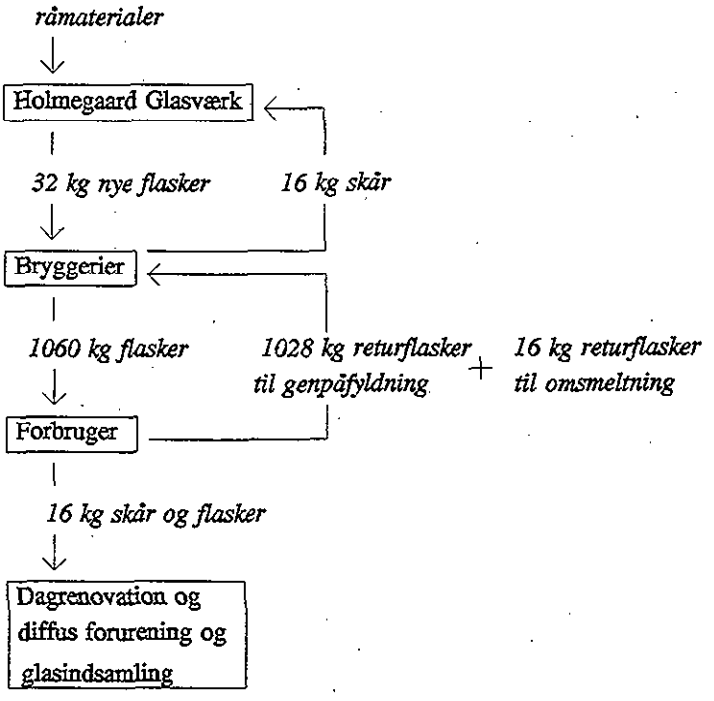
Der er taget udgangspunkt i Dansk Standard Mineralvandsflaske, klar, 25 cl, der har en gennemsnitlig vægt på 265 g (Holmegaard, 1993).

Endvidere er kapsler og etiketter medregnet. Kapslerne består af blik (ca. 2 gram pr. kapsel). Etiketter til en læskedrikflaske vejer ca. 5 gram, hvortil kommer ca. 0,2 gram lim pr. etiket.

Flaskerne transporteres i plastkasser med 24 eller 30 flasker pr. kasse. Her er taget udgangspunkt i 24 stk. kasser, da denne kassestørrelse antages at medføre forbrug af mest materiale pr. 1.000 liter distribueret. Kasserne er fremstillet af HDPE (High Density Polyethylen) og har en gennemsnitlig vægt på 1,3 kg.

Massebalance for glas

På basis af en distribution af 1.000 liter læskedrik, er massebalancerne for flasker og skår i det danske returflaskesystem vist i figur 6.3.



Figur 6.3
Flow af flasker og skår i det eksisterende retursystem for glasflasker til læskedrik til distribution af 1.000 liter læskedrik.

6.1.2 Forudsætninger

Datagrundlag

Der er indhentet data fra litteraturen for alle processer, så vidt det har været muligt. Disse data er blevet brugt som sammenlignings-grundlag for de stedsspecifikke data, der er indsamlet fra det eksisterende system.

Data vedrørende fremstilling af råmaterialer til produktion af flasker er indsamlet dels fra litteraturen og dels fra råvareleverandører til Holmegaard Glasværker.

For produktion af glas og flasker er der taget udgangspunkt i data fra Holmegaard Glasværker i Fensmark.

Data for tapning af flasker er baseret på oplysninger fra Carlsberg.

Distributionssystemet for fyldte og tomme flasker er opstillet i samarbejde med Carlsberg.

Genvinding og rensning af skår bygger på data fra Holmegaard.

6.1.3 Afgrænsninger

Der tages udgangspunkt i råmaterialerne sand, soda, kalk, feldspat og skår. Øvrige materialer betragtes som hjælpestoffer.

Der er gjort følgende undtagelser fra den generelle opbygning af beregningerne og inddeling i processer og transport:

Tapning, punkt 4 omfatter også vask og påfyldning af flasker. Vask af kasser er ligeledes medtaget, da det ikke ud fra de foreliggende oplysninger har været muligt at opgøre vand- og energiforbrug særskilt for kasser og flasker.

Udgravning af sand foregår med sandsuger, og det har ikke været muligt at adskille energiforbruget til transport med sandsugeren og til opgravning af sand. Derfor er transportenergien indregnet under procesenergien for denne proces.

6.2 Resultater

I det følgende opstilles resultaterne for kortlægningen af genpåfyldelige flasker. De anførte resultater er baseret på delrapport 1, hvori der findes detaljerede procesbeskrivelser samt opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for de enkelte processer.

Resultaterne er opstillet for hele livscyklus og opdelt i materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

I opgørelsen er forudsat en returprocent på 98,5% fra forbruger til tapperi og en kassation på bryggeriet svarende til 1,5%, således at genbrugsprocenten er på 97,0%.

6.2.1 Materialer

Det samlede materialeforbrug for distribution af 1.000 liter læskedrik i genpåfyldelig glasflaske er opgjort for hele livscyklus.

Materialeforbruget er opdelt på materialeforbrug til selve flasken og materialeforbrug til kapsler, etiketter og kasser.

Dertil kommer materialeforbrug vedrørende primær energiproduktion, som dels omfatter materialer, der indgår i selve energifremstillingen, men også materialer til bygninger, procesudstyr m.v. relateret til energifremstillingen.

Ved affaldsforbrænding udvikles en vis energimængde. Ved udnyttelse af denne til kraft/varme-produktion kan der spares energi og dermed også materialer. De anførte materialeforbrug under "undgående materialeforbrug" repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares.

Materialeforbrug for 25 cl genpåfyldelige glasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energifrem-stilling	SUM	Undgåede materialefor-brug
		Glasflasker	Øvrige emballager			
Råmaterialer						
Sand	gram	14.317			14.317	
Kalksten	gram	3.887		1.916	5.803	-102
Kalk	gram	4.483			4.483	
Natriumchlorid	gram	4.354			4.354	
Feldspat	gram	1.110			1.110	
Skår (internt cirkuleret i systemet)	gram	8.491			8.491	
Hvidblik	gram		8.213		8.213	
Skrot	gram		1.441		1.441	
Jernmalm	gram			644	644	-21,8
Råolie	gram		4.310		4.310	
Træ	gram		4.690		4.690	
Hjælpematerialer						
Natriumsulfat	gram	194			194	
Anthrasitkul (Carb-o-site)	gram	4			4	
Zinkselenit	gram	0			0	
Polyethylenstearat	gram	Ingen data			0	
Sulfosæbe	gram	3			3	
Sæbe (båndsmøremiddel)	gram	700			700	
Sæbe (rengøring)	gram	540			540	
Lud (35%) (Natriumhydroxid)	gram	7.620			7.620	
Natriumhydroxid	gram		50		50	
Svovlsyre (30-50%)	gram	460			460	
Svovlsyre (ukendt koncentration)	gram		39		39	
Hypochlorit	gram	140			140	
Tin	gram		33	0	33	-0,0002
Valseolie	gram		63		63	
Hydrogen	gram		3		3	
Kalk	gram		14		14	
Chlor	gram		33		33	
Natriumchlorat	gram		39		39	
Oxygen	gram		33		33	
Peroxid	gram		6		6	
Svovldioxid	gram		22		22	
Kaolin og binder	gram		731		731	
Hjælpestoffer (ikke specificeret)	gram		13		13	
Vand	liter	2.800	219	3.900	6.919	-293
Fremkomne, genanvendelige materialer						
Skår (tilovers i systemet)	gram		7.409		7.409	
HDPE (fra plast-kasser)	gram		0,325		0,325	

Tabel 6.1
Resultater for materialeforbrug for 25 cl genpåfyldelige klare glasflasker til læskedrik.

Glasproduktion

Til distribution af 1.000 liter læskedrik skal der fremstilles 31,8 kg nye flasker, - de resterende 1028 kg er returnerede flasker, der genpåfyldes.

Til fremstilling af 31,8 kg nye flasker anvendes:

Nye råmaterialer	28,1 kg
Bryggeriskår fra systemet	8,5 kg

Der indsamles flere skår end der forbruges i produktionen ved en skårtilsætning på 26,7%. Der indsamles pr. 1.000 liter distribueret 7,4 kg skår som kan anvendes i andre systemer. For disse skår er der i systemet godskrevet 50% af de råmaterialer, der medgår til fremstilling af glas til disse skår.

Den samlede mængde materialer til fremstilling af flasker er større end 31,8 kg, da der tabes en del ved spild samt ved afgasning af kuldioxid under glasfremstilling, og da der ved fremstilling af soda ud fra natriumchlorid og kalksten fremstilles calciumchlorid som biprodukt.

Flaskevask

Ved vask af flasker er der ligeledes et forbrug af materialer i form af lud og sæbe. Til neutralisering af spildevandet fra vasken forbruges en væsentlig mængde svovlsyre. Det samlede forbrug af hjælpematerialer hertil svarer til ca. 9,7 kg pr. 1.000 liter distribueret samt 2,8 m^3 vand.

Etiketter og kapsler

Forbruget af hvidblik og skrot anvendes til fremstilling af kapsler, råolien til fremstilling af kapselindlæg og kasser. Træ anvendes til fremstilling af etiketter.

Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve til etiketter og kasser er ikke opgjort. Ligeledes er råvarer til limfremstilling ikke medtaget. Trykfarveforbruget til etiketter skønnes at udgøre ca. 100 gram. Forbruget til kasser er minimalt, p.g.a. kassernes lange levetid. Limforbruget er opgjort til 800 gram. Det råvareforbrug, der omfatter fremstilling af lim og trykfarve, og som ikke er opgjort skønnes at udgøre 1-2 kg pr. 1.000 liter.

Det samlede forbrug af opgjorte råmaterialer til etiketter, kapsler og kasser udgør ca. 18,7 kg pr. distribueret 1.000 liter.

Det samlede forbrug af hjælpematerialer til fremstilling af etiketter, kapsler og kasser er på ca. 1,3 kg pr. 1.000 liter. Dertil kommer ca. 220 liter vand. Hjælpestofforbruget stammer hovedsagelig fra papirproduktionen.

Energifremstilling

Forbruget af materialer til energifremstilling omfatter hjælpematerialer til energiproduktionsprocesser og til renseprocesser (fx. røggasrensning) samt materialer til fremstilling af bygninger og produktionsudstyr. De grundliggende data gør det ikke muligt at foretage en klar skelnen, - se delrapport 7. I de videre vurderinger af materialeforbruget vil kun blive medtaget kalk og vand.

Ud- og indgående strømme

Der fremkommer skår, som anvendes i andre systemer, - i alt 7,4 kg. Disse skår medregnes i systemet jf. 50/50-allokerings-metoden som beskrevet i kapitel 4.

Derudover indsamles 0,33 kg plastkasser pr. 1.000 liter distribueret læskedrik. Dette HDPE-materiale kan genvindes og anvendes til produktion af andre produkter.

6.2.2 Energi

Energiforbruget er opgjort som det direkte energiforbrug i form af energi til processer og transport.

Det direkte energiforbrug er derefter omregnet til forbrug af primære energiressourcer. Principperne for opgørelse af primær energi er beskrevet i delrapport 7.

Direkte energiforbrug

Det samlede direkte energiforbrug for processer og transport opdelt på de enkelte trin i livscyklus er vist i tabel 6.2.

Den energimængde, der udvikles ved affaldsforbrænding, er medtaget og modregnet i opgørelse af det direkte energiforbrug.

Energiforbrug for 25 cl genpåfyldelige glasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Procent %
		Glasflasker	Øvrige emballager		
Råvarefremstilling	MJ	32,1		2,5	1,8
Glasfremstilling	MJ	142,1		6,4	7,5
Tapning	MJ	640,0		0,0	32,4
Distribution	MJ	0,0		631,5	32,0
Forbrug	MJ	47,7		0,0	2,4
Genvinding	MJ	0,3		4,3	0,2
Affald	MJ	1,8		3,1	0,2
Etiketter	MJ		133,3	4,4	7,0
Kapsler	MJ		151,9	7,1	8,1
Kasser	MJ		34,7	131,9	8,4
SUM	MJ	864,2	319,8	791,3	975,3
SUM i alt	1.975,3				

Tabel 6.2
Direkte energiforbrug for 25 cl genpåfyldelige flasker af glas til læskedrik.

Af tabel 6.2 fremgår det, at det væsentligste energiforbrug er i forbindelse med tapning og distribution.

Energiforbruget ved tapningen er formentligt meget usikkert bestemt; ±50%, og usikkerheden har en væsentlig indflydelse på det samlede resultat.

Energiforbruget ved distributionen er bestemt ud fra energiforbrug pr. ton, flyttet 1 km. Dette vil medføre en betydelig usikkerhed på grund af usikkerhed ved fastlæggelse af transportkapaciteten. Dette uddybes i afsnit 6.3.2 under følsomhedsanalyse.

Energiforbruget til etiketter og kapsler er baseret på generelle data og kan derfor variere fra det egentlige energiforbrug.

Energiforbruget til glasfremstilling er baseret på aktuelle tal fra Holmegaard Glasværker og har en relativ lille usikkerhed.

Der er gennemført en beregning af usikkerheden på det direkte energiforbrug. Dette er vist i bilag 2 og resultatet er vist under nøgletal i afsnit 6.4.

Energiressourcer

Der er foretaget en omregning af det direkte energiforbrug til primære energiressourcer.

I tabel 6.3 er vist en tabel over de energityper (kul, olie, el), der anvendes for det samlede energiforbrug til processer og transport.

Endvidere er den mængde energi, der er bundet i materialerne opgjort. Energiindholdet er bestemt ud fra nedre brændværdi for de respektive materialer.

En del af den energimængde, der er bundet i materialerne vil blive frigjort ved forbrænding.

På affaldsforbrændingsanlæg med energiudnyttelse kan energien udnyttes, og denne energi "sparer" nogle emissioner, der ellers ville være fremkommet ved forbrænding af olie eller kul. Disse besparelser opgøres som "undgåede ressourceforbrug", "undgåede emissioner" og "undgåede affaldsmængder" i det følgende.

Energiforbrug fordelt på energityper for 25 cl genpåfyldelige glasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport (og rensn. af skår)	MJ	790,4
Svær fuelolie til transport	MJ	1,0
Fuelolie (kedelanlæg)	MJ	466,3
Naturgas	MJ	142,2
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	0,0
El i Danmark	MJ	228,2
El i Sverige	MJ	0,2
El i Europa	MJ	53,4
El i Verden	MJ	0,0
Uspecificeret	MJ	226,3
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**1908,2**
Energiindhold i materialer	MJ	103,1
Forbrænding	MJ	-36,0
SUM	MJ	**1.975,3**

Tabel 6.3
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for genpåfyldelige glasflasker til distribution af 1.000 liter læskedrik.

De primære energikilder, der anvendes til fremstilling af elektricitet, afhænger af, hvor elektriciteten fremstilles (hvilket land/område). For systemet for genpåfyldelige glasflasker forudsættes det, at el anvendt til fremstilling af papir og plastfolie sker i Vesteuropa og at el anvendt til udvinding af feldspat sker i Norge. Resten af elforbruget ligger i Danmark. De grundliggende data er anført i delrapport 7.

Med hensyn til udvinding af primære energiressourcer er der taget udgangspunkt i et gennemsnit for Vesteuropa.

Betegnelsen "uspecificeret" i tabel 6.3 omfatter det energiforbrug, som det ikke har været muligt at få oplyst energitypen for.

For det uspecificerede energiforbrug er der som grundlag for omregning til primær energi anvendt Vesteuropæisk gennemsnitlig energiproduktion.

I tabel 6.4 er vist en opgørelse af de samlede forbrug af primære energiressourcer for genpåfyldelige glasflasker ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for 25 cl genpåfyldelige glasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energiressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm3	2,06	-0,006
Naturgas	Nm3	7,97	-0,041
Minegas (fra kulminer)	kg	0,33	-0,030
Råolie	kg	42,50	-0,134
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	5,59	-0,052
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	48,46	-4,438
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	0,36	-0,0035
Potentielt energiindhold i vand	MJ	26,04	-0,231
Træ i skove (tørvægt)	kg	0,56	-0,045

Tabel 6.4
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for genpåfyldelige glasflasker til distribution af 1.000 liter læskedrik.

De energiressourcer, der er anført i kolonnen under "undgåede energiressourcer", er den mængde ressourcer, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt til kraft/varme-produktion.

6.2.3 Emissioner til luft

I det følgende er opgjort emissioner til luft. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer, transport samt på energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra energiproduktionen henvises til delrapport 7.

Resultaterne fra opgørelse af emissioner til luft er vist i tabel 6.5.

Emissioner til luft for 25 cl genpåfyldelige glasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Energifremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		Glasflasker	Øvrige emballager				
Partikler, støv	gram	31,61	11,48	22,89	277,46	343,45	-15,41
Kuldioxid, CO_2	gram	6.773		58.015	174.406	239.194	-7.413
Nitrogenoxider, NO_x	gram	34,98	15,50	1168,74	449,03	1.668,25	-19,13
Svovldioxid, SO_2	gram	38,16	33,87	51,65	1.345,10	1.468,78	-31,30
Methan, CH_4	gram				543,76	543,76	-31,29
Flygtige organiske forb. (- methan), NMVOC	gram		32,79	263,33	346,80	642,93	-1,47
Cadmium, Cd	gram				0,026	0,026	4*10-8
Kviksølv, Hg	gram		0,000042		0,004	0,004	2*10-7
Bly, Pb	gram	0,19			0,066	0,257	-0,002
Radioaktive emiss.total	kBq				31.316,16	31.316,16	-306,77

Tabel 6.5
Emissioner til luft fra 25 cl genpåfyldelige klare glasflasker til læskedrik.

Emballager

De væsentligste emissioner fra processerne forekommer ved fremstilling af råvarer og selve flasken.

Kuldioxid stammer fra omdannelser i glassmelten.

De relativt små mængder bly stammer fra emissioner fra glasproduktionen, hvor der anvendes blyholdige skår.

Primære energikilder

Som det fremgår af tabel 6.5, er de væsentligste emissioner fra energiproduktion kuldioxid samt svovldioxid. De radioaktive emissioner stammer fra energiproduktion i Vesteuropa, hvor en del af el-produktionen er baseret på A-kraft.

Undgåede emissioner

De undgåede emissioner er de emissioner, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

6.2.4 Emissioner til vand

I det følgende er opgjort emissioner til vand. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer samt fra energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra den primære energiproduktion henvises til delrapport 7.

I tabel 6.6 er vist de samlede emissioner til vand.

Emissioner til vand for 25 cl genpåfyldelige glasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energifremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		Glasflasker	Øvrige emballager			
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram			7,24	7,24	-0,06
Phosphat	gram			4,65	4,65	-0,42
Fedt og olie	gram			39,39	39,39	-0,12
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram		12,16	39,93	52,10	-0,19
BOD5	gram	Ingen data	6,84	0,15	7,00	0,00
COD	gram	4200	58	4,38	4262,09	-0,04
Cadmium, Cd	gram			0,01	0,01	0,00
Kviksølv, Hg	gram		2,77E-06	1,5*10-7	3*10-6	8*10-9
Bly, Pb	gram			0,41	0,41	-0,04
Radioaktive emiss. total	kBq			288,91	288,91	-2,83

Tabel 6.6
Emissioner til vand for 25 cl genpåfyldelige klare glasflasker til læskedrik.

Fra processer

Emissioner til vand omfatter primært vask af flasker samt fremstilling af papir til etiketter.

For vask af flasker er der kun målt COD på spildevandet fra flaskevask. Det antages, at det organiske indhold fra flaskevasken er overvejende letnedbrydeligt, og at BOD-indholdet derfor ligger i størrelsesorden 4.000 gram.

Fra udvinding af primære energikilder

Fra udvinding af primære energikilder til energiproduktion fremkommer en række emissioner til vand. De væsentligste er fedt og olie fra fossile brændsler, organiske stoffer samt radioaktive stoffer fra A-kraft.

6.2.5 Affald

Der er foretaget en opgørelse af affaldsmængderne, som fremkommer ved kassation af ikke returnerede emballager og energiproduktion og fra processer. Denne opgørelse er vist i tabel 6.7.

Affald for 25 cl genpåfyldelige glasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energifremstilling	SUM	Undgået affald
		Glasflasker	Øvrige emballager			
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballager	kg	10,2	6,8		17,0	
Deponering af emballage	kg	2,5	4,6		7,2	
Kassation i naturen af emballager	kg	3,2	0,9		4,1	
Industriaffald						
Menge-rester	gram	15,9			15,9	
Industriaffald generelt	gram			23.681,9	23.681,9	-1.715,9
Miljøfarligt affald						
Soda-klumper	gram	15,9			15,9	
Miljøfarligt affald generelt	gram			59,2	59,2	-1,1
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	m^3			0,0001285	0,0001285	-0,0000004
Uspecificeret affald						
Uspecificeret	gram	15,9	675,0		690,9	

Tabel 6.7
Affaldsmængder for 25 cl genpåfyldelige klare glasflasker.

Kasserede emballager

De kasserede emballager, der bortskaffes ved forbrænding, omfatter dels glasskår og dels kasser, kapsler og etiketter. Deponering omfatter skår samt kapsler og etiketter. Materialer, der bortskaffes diffust i naturen, omfatter ligeledes primært skår men også kapsler og etiketter.

Processer

Affald fra produktion af emballager omfatter dels industriaffald, der kan forbrændes eller deponeres, og miljøfarligt affald, der kræver speciel behandling.

Energiproduktion

Affald fra energiproduktion stammer hovedsagelig fra dansk el-produktion og er slagge fra kulfyrede kraftværker. Dertil kommer affald fra udvinding af energikilder samt radioaktivt affald.

Undgået affald

Det "undgåede affald" repræsenterer den affaldsmængde, der kan spares, såfremt energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

6.3 Vurdering af kortlægningen

6.3.1 Generelle forhold

Udgangspunkt

Ved kortlægningen er der for selve flasken lagt vægt på, at datagrundlaget stammer fra specifikke produktionsanlæg og anvendelsesforhold.

Ved kortlægningen af etiketter, kapsler og kasser, som anvendes i forbindelse med genpåfyldelige glasflasker til læskedrik, er der taget udgangspunkt i det forbrug, man har på Carlsberg.

For uddybning af forhold omkring udgangspunkt henvises til afsnit 5.3.1, da systemerne for genpåfyldelige glasflasker til øl og læskedrikke har samme udgangspunkt.

Triptal

I kortlægningen er der taget udgangspunkt i en returprocent på 98,5%. Returprocenten varierer mellem de forskellige tapperier og den anvendte størrelse er et udtryk for et gennemsnit.

På tapperiet frasorteres ca. 1,5% af de returnerede flasker . Genbrugsprocenten er således 97,0% i gennemsnit for danske tapperier.

Manglende data

Da systemet for genpåfyldelige glasflasker til læskedrik er opstillet på samme datagrundlag som genpåfyldelige glasflasker til øl, gør de samme forhold vedrørende manglende data sig gældende for de to systemer. Der henvises derfor til afsnit 5.3.3.

Usikkerheder

Da systemet for genpåfyldelige glasflasker til læskedrik er opstillet på samme datagrundlag som genpåfyldelige glasflasker til øl, gør de samme forhold vedrørende usikkerheder sig gældende for de to systemer. Der henvises derfor til afsnit 5.3.4.

I bilag 2 er opstillet tabeller over usikkerheder og der er gennemført visse beregninger. Sidst i nærværende kapitel er usikkerhederne vist sammen med nøgletallene for kortlægningen.

6.3.2 Følsomhedsanalyse af energiforbrug

I dette afsnit vil nogle af de foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænsers indflydelse på resultaterne blive vurderet. Dette gøres ved hjælp af følsomhedsanalyser på det direkte energiforbrug. Vurderingen afsluttes med en vurdering af en usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug for processer og transport.

De foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænser vil desuden have indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder. Det har ikke været muligt at foretage følsomhedsanalyser for indvirkninger, på disse inden for projektets rammer.

De opstillede antagelser og forudsætninger for beregningerne fremgår af delrapport 1. Følsomhedsvurderingerne tager udgangspunkt i en returprocent på 98,5% (bortset fra den, der analyserer returprocenten).

Returprocent

Der er taget udgangspunkt i en returprocent på 98,5% for beregningerne af retursystemet for genpåfyldelige glasflasker. Returprocenten har gennem de sidste mange år ligget omkring samme niveau, men kan afhænge af bl.a. pantens størrelse, oplysningskampagner, indsamlingsordninger og returneringsmuligheder.

Af tabel 6.8 ses en sammenlignende gennemregning for returprocenter på 90%, 95% og 98,5%. 90% er valgt med henblik på en sammenstilling med de opstillede alternative emballagesystemer for glas, aluminiumsdåser og ståldåser, der forudsætter at have denne returprocent.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret	Returprocent 90%	Returprocent 95%	Returprocent 98,5%
Fremstilling af råvarer	150 MJ	82 MJ	35 MJ
Fremstilling af flasker	570 MJ	322 MJ	149 MJ
Tapning	640 MJ	640 MJ	640 MJ
Distribution	604 MJ	620 MJ	632 MJ
Forbrug	48 MJ	48 MJ	48 MJ
Genvinding af skår	18 MJ	10 MJ	5 MJ
Affaldsbehandling	33 MJ	16 MJ	5 MJ
Etiketter, kapsler og kasser	462 MJ	463 MJ	463 MJ
Total	2.524 MJ	2.201 MJ	1.975 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 6.8
Energiforbrug til det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige flasker til læskedrik med varierende returprocenter.

Det ses af tabel 6.8, at en lavere returprocent end den eksisterende på 98,5% giver et forøget energiforbrug. Energiforbruget til udvinding af råvarer og fremstilling af flasker samt affaldsbehandling øges, og dette modsvares ikke af et mindre energiforbrug til indsamling af flaskerne under distribution. Sandsynligvis vil transporten i virkeligheden ikke ændres, da de tomme flasker fyldes på de vogne, der alligevel kører rundt med fyldte flasker.

Ved en returprocent på 95% øges det samlede energiforbrug med ca. 230 MJ/1.000 liter og ved 90% med ca. 550 MJ/1.000 liter.

Returprocenten har stor betydning for energiforbruget i systemet, og det vurderes, at returprocenten også har væsentlig betydning for de samlede ressourceforbrug, men det skal bemærkes, at den anvendte returprocent på 98,5% er relativt sikkert bestemt.

Kassation af flasker

For at holde flaskebestanden på en rimelig standard uden alt for mange ridser, er det nødvendigt med en udskiftning i flaskerne og derfor udtages flasker på bryggerierne og sendes retur til Holmegaard som skår. Der kasseres ca. 1,5% af flaskerne på bryggerierne.

Denne kassationsprocent er behæftet med en vis usikkerhed, der blandt andet skyldes lidt varierende oplysninger fra de forskellige bryggerier. Der er i tabel 6.9 vist en følsomhedsanalyse på energiforbruget i systemet ved anvendelsen af varierende kassationsprocenter. Der er anvendt en returprocent på 98,5%.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret	Kassation 1%	Kassation 1,5%	Kassation 2,5%
Fremstilling af råvarer	28 MJ	35 MJ	48 MJ
Fremstilling af flasker	124 MJ	149 MJ	198 MJ
Tapning	640 MJ	640 MJ	640 MJ
Distribution	633 MJ	632 MJ	628 MJ
Forbrug	48 MJ	48 MJ	48 MJ
Genvinding af skår	4 MJ	5 MJ	6 MJ
Affaldsbehandling	5 MJ	5 MJ	5 MJ
Etiketter, kapsler og kasser	463 MJ	463 MJ	463 MJ
Total	1.945 MJ	1.975 MJ	2.037 MJ

Tabel 6.9
Energiforbrug til det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige flasker til læskedrik med varierende kassationsprocenter.

Det ses af tabel 6.9, at en lavere kassationsprocent (1% i forhold til 1,5%) giver en energibesparelse på 30 MJ/1.000 liter for hele systemet, mens en højere kassation på 2,5% øger det samlede energiforbrug for systemet med 62 MJ/1.000 liter.

Skårprocent

Holmegaard har angivet, at det er muligt at anvende 50% skår i produktionen af klar dansk standard flaske, hvis der var så mange skår til rådighed. Dette giver stort set ingen energibesparelse for det samlede system, da den energi, der spares på Holmegaard ved produktion af flaskerne opvejes af forbruget af transportenergi ved indsamling af skårene samt oparbejdning af disse (rensning).

Systemgrænse for skår

"Vuggen" for skår fra andre systemer er defineret ved udkørslen fra skåroparbejdningsanlægget. Indsamling i plastcontainere og oparbejdning af skår kræver ca. 0,28 MJ/kg glas (Intern rapport af K. Pommer et al, 1993). Dette svarer til ca. 2 MJ/1.000 liter i det eksisterende system for genpåfyldelige flasker, hvis al energien henregnes til skårene alene. Forudsætningen om, at disse 2 MJ/-1.000 liter ikke indregnes anses for uden betydning for det samlede resultat.

Diffus forurening

Der er i beregningerne taget udgangspunkt i en antagelse om, at 20% af de ikke-returnerede flasker ender som diffus forurening i naturen. De nøjagtige forhold kendes ikke, men hvis man antager, at 100% går til dagrenovation, og dermed til deponi og affaldsforbrændingsanlæg, svarer det til, at det samlede energiforbrug til forbrændingen samt transport, bliver ca 1 MJ/1.000 liter større. Forskellen er uden betydning for det samlede energiforbrug. Antagelsen kan derimod have betydning for opgørelserne af affaldsmængder.

Affaldsforbrænding

Det er antaget, at 80% af varmen fra de opvarmede glasflasker på affaldsforbrændingsanlægget kan genvindes. Fougt fra Holmegaard mener, at denne værdi nok er sat for højt, men da energiforbruget til affaldsforbrænding og opvarmning af glas udgør mindre end 1% af det samlede energiforbrug i systemet, er det uden betydning for det samlede resultat.

Transport

Der er foretaget en del forudsætninger og antagelser i forbindelse med transport i systemet for de anvendte transportkapaciteter, dvs. den grad, transportmidlets kapacitet udnyttes, om der køres med tomme lastbiler den ene vej etc. (se delrapport 7). For at undersøge, hvilken indflydelse, disse antagelser har, er der gennemført følsomhedsanalyser for transporten.

Det samlede transportbehov i systemet ca. 790 MJ/1.000 liter. Heraf udgør transporten ved distribution 632 MJ/1.000 liter.

Hvis den gennemsnitlige transportkapacitet for alle transporter i systemet fordobles vil det give en samlet besparelse på ca. 400 MJ/1.000 liter.

Hvis transporterne derimod kun er halvt så effektive vil det fordoble transportenergien og dermed forhøje det samlede energiforbrug med ca. 790 MJ/1.000 liter.

Som det beskrives i delrapport 7, er transporten mellem detailhandel og forbrugerens hjem med personbil ikke medtaget i beregningerne. Energiforbruget fra denne transport kan udgøre op mod 400 MJ/1.000 liter, alt efter, hvordan energien fordeles mellem emballage, produkt, transport af andre produkter og transport af mennesker. Energiforbruget for denne transport antages at være ens for alle emballagesystemerne - en bil bruger ikke mere eller mindre energi om man køber 4 liter øl i flasker eller på dåser.

Bortskaffelse af etiketter

I systemet tages der udgangspunkt i, at de etiketter, der går med flaskerne retur til bryggeriet og aftages her, går til deponi. Carlsberg har imidlertid undersøgt flere muligheder for at udnytte dette etiketaffald på andre måder. Hvis man antager, at alle etiketterne forbrændes på forbrændingsanlæg udvikles ca. 23 MJ/1.000 liter.

Udskiftning af kasser

Der er taget udgangspunkt i en udskiftning af 0,3% af kasserne til retursystemet på baggrund af oplysninger fra Carlsberg. Hvis det antages, at denne udskiftning er højere - f.eks 2% - vil det betyde en forøgelse i energiforbruget på ca. 200 MJ/1.000 liter.

Udeladelser

I systemafgrænsningen er der foretaget en del afgrænsninger under hensyntagen til omfanget af projektet. Herunder er der ikke medtaget fremstilling af natriumsulfat, anthrasitkul, coboltoxid, sulfosæbe, polyethylenstearat, lud, svovlsyre, hypoklorit m.m. Hjælpestofferne fremgår af bilag 2 i delrapport 1. En grov antagelse for vurdering af energiforbruget til fremstilling af disse hjælpestoffer er at tage udgangspunkt i energiforbruget til fremstilling af soda på ca. 6,5 MJ/kg soda. Den samlede mængde hjælpestoffer udgør ca. 9 kg, hvilket giver et samlet energiforbrug på ca. 60 MJ/1.000 liter.

Det skal dog bemærkes, at emissioner og affaldsprodukter fra disse processer ikke medregnes. De kan indebære væsentlige miljøpåvirkninger.

Samlet vurdering

For alle de ovennævnte vurderinger er der opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder i tabel 6.10. Alle betragtninger er foretaget for det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige glasflasker med en returprocent på 98,5% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i tabel 6.3 med 1.975 MJ/1.000 liter.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent 90%		+ 550 MJ		+ 28%
Kassation af flasker	- 30 MJ	+ 62 MJ	- 1,5%	+ 3%
Skårprocent	ca.0 MJ	ca. 0 MJ		
Systemgrænser for skår		+ 2 MJ		+ 0,1%
Diffus forurening		+ 2 MJ		+ 0,1%
Affaldsforbrænding		ca. 0 MJ		
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 400 MJ	+ 790 MJ + 400 MJ	- 20%	+ 40% + 20%
Bortskaffelse af etiketter		+ 23 MJ		+ 1%
Udskiftning af kasser		+ 200 MJ		+ 10%
Udeladelser		+ 60 MJ		+ 3%
Samlet vurdering			- 20%	+ 25%

Tabel 6.10
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport i det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige flasker til læskedrik baseret på en returprocent på 98,5%.

Det er ikke muligt, at foretage en sammenlægning af de foretagne følsomhedsanalyser, da de forskellige faktorer indbyrdes påvirker hinanden. Tabellen giver en oversigt over, hvilke antagelser og forudsætninger, der har størst indflydelse på det totale energiforbrug.

De væsentligste af de ovennævnte forudsætninger er transportkapaciteten og returprocenten. Returprocenten er fastlagt temmelig godt. Transporten er primært transport af flasker under distributionen, og transportkapaciteten for denne transport er nærmere lavere end den gennemregnede.

Det vurderes på denne baggrund, at de samlede variationer som følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen -20% +25% for de 1.975 MJ/1.000 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 1.580-2.470 MJ/1.000 liter.

Det skal understreges, at de ovennævnte forudsætninger og antagelser godt kan have en væsentlig større indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder, end på energiforbruget.

6.4 Nøgletal

I det følgende fremdrages de væsentligste nøgletal med hensyn til materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

6.4.1 Materialeforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste materialeforbrug vist i tabel 6.11.

Materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter			
Materiale		Mængde	Usikkerhed
Flaske	Sand	14,3 kg	5%
	Kalksten	3,9 kg	5%
	Salt	4,4 kg	5%
	Kalk	4,5 kg	5%
	Feldspat	1,1 kg	5%
Etiketter, Kapsler og Kasser	Hvidblik	8,2 kg	25%
	Skrot	1,4 kg	25%
	Råolie	4,3 kg	25%
	Træ	4,7 kg	25%
Hjælpestoffer	Sæbe	1,2 kg	5%
	Natriumhydroxid (35%)	7,6 kg	5%
	Svovlsyre	0,5 kg	25%
	Kaolin og binder	0,7 kg	25%
	Vand	3,0 m^3	25%
Fremkomne genanvendelige materialer	Skår til andre systemer	7,4 kg	5%
	Plast-kasser (HDPE)	0,33 kg	25%
Energifremstilling	Kalk	1,9 kg	50%
	Vand	3,9 m^3	50%
Undgående materialeforbrug	Kalk	0,1 kg	50%
	Vand	0,3 m^3	50%

Tabel 6.11
Materialeforbrug til distribution af 1.000 liter i genpåfyldelig glasflaske til læskedrik.

Det samlede materialeforbrug udgør ca. 60 kg samt 7 m^3 vand, hvoraf hovedparten anvendes til fremstilling af flasker, etiketter, kapsler og kasser, mens en mindre del anvendes som hjælpestoffer og energifremstilling.

Det undgående materialeforbrug repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares, hvis energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

6.4.2 Energiforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste direkte energiforbrug vedrørende processer og transport vist i tabel 6.12.

Energiforbrug ved distribution af 1.000 liter	Proces	Transport
Fremstilling af:		
Flasker	174 MJ	9 MJ
Etiketter	133 MJ	4 MJ
Kapsler	152 MJ	7 MJ
Kasser	35 MJ	132 MJ
Tapning	640 MJ	
Distribution		632 MJ
Forbrug	48 MJ	
Genvinding	1 MJ	4 MJ
Bortskaffelse (transport og forbrænding)	2 MJ	3 MJ
I alt	1184 MJ	791 MJ
Total	**1.975 MJ**	

Tabel 6.12
Direkte energiforbrug til distribution af 1.000 liter i genpåfyldelig glasflaske til læskedrik.

Beregning af usikkerhed er gennemført i bilag 2. Heraf fremgår det at usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug er 26% eller 1980 MJ ±520 MJ.

Betydning af ændringer i systemet er belyst gennem følsomheds-analyser. Resultatet af disse viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 1580 MJ og 2470 MJ.

Valg af allokeringsprincipper har ligeledes betydning for resultatet. I kapitel 4 (tabel 4.3) er foretaget en vurdering, der viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 1970 MJ og 1981 MJ som følge af anvendelse af forskellige allokeringsprincipper.

Energiressourcer

Forbruget af primære energiressourcer er beregnet på grundlag af det direkte energiforbrug.

Såfremt energiindholdet fra forbrænding udnyttes maksimalt vil forbruget af ressourcer, som er anført i tabel 6.13, kunne reduceres med de mængder, der er anført under "undgåede energiressourcer".

Primære energiressourcer	Forbrug pr. 1.000 liter læskedrik. Forbrug	Undgåede energiress.
Stenkul	48 kg	4,4 kg
Brunkul	5,6 kg	0,05 kg
Råolie	43 kg	0,1 kg
Gas	10,4 Nm^3	0,04 Nm^3
Uran	0,36 gram	0,004 gram
Potentielt energiindhold i vand	26 MJ	0,2 MJ
Træ i skove	0,56 kg	0,05 kg

Tabel 6.13
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for genpåfyldelige glasflasker til distribution af 1.000 liter læskedrik.

Usikkerheden på opgørelserne af primære energiressourcer skønnes at være omkring 50%.

6.4.3 Emissioner og affald

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste emissioner og affaldsmængder vist i tabel 6.14.

Det har ikke været muligt at beregne usikkerheden på emissioner. Da et væsentligt bidrag til emissioner stammer fra primær energiproduktion, hvor usikkerheden er i størrelsesorden 50%, vil usikkerheden på bestemmelse af de samlede emissioner ligge i størrelsesordenen 50-100%.

Emissioner pr. 1.000 liter dist.	Fremkommet	Undgåede emissioner
Luft		
Partikler	343 gram	15 gram
Kuldioxid	239 kg	7,4 kg
Kulbrinter (methan + NMVOC)	1.187 gram	33 gram
Svovldioxid	1.469 gram	31 gram
Nitrogenoxider	1.668 gram	19 gram
Radioaktivitet	31.316 kBq	306 kBq
Vand		
BOD (biologisk iltforbrug)	4.000 gram[1]	-
COD (kemisk iltforbrug)	4.260 gram	-
Olie og fedt	39 gram	0,1 gram
Organiske stoffer	52 gram	0,2 gram
Radioaktivitet	289 kBq	3 kBq
Affald		
Emballager i naturen	4,1 kg	-
Emballager til affaldsforbrænd.	17 kg	-
Emballager til deponi	7,2 kg	-
Industriaffald	23,7 kg	1,7 kg
Miljøfarligt affald	0,075 kg	0,001 kg
Radioaktivt affald	0,1 liter	0,0004 liter
Uspecificeret affald	0,69 kg	-

[1]Vurderet på grundlag af spildevand fra flaskevask.

Tabel 6.14
Emissioner og affald ved distribution af 1.000 liter i genpåfyldelig glasflaske til læskedrik.

7 Engangsflaske af glas til øl

7.1 Introduktion

I dette kapitel opstilles et emballagesystem bestående af 33 cl engangsflasker af glas til distribution af øl. Der eksisterer ikke et system for engangsflasker i Danmark i dag og systemet er derfor opbygget på grundlag af en række forudsætninger, som vil blive klarlagt gennem beskrivelserne.

Det forudsættes, at systemet opbygges som et pantsystem, hvor forbrugeren skal returnere de tomme brugte flasker i forretningen, og at flaskerne oparbejdes til fremstilling af nye engangsflasker.

Desuden indeholder kapitlet en kortlægning af materialeforbrug, energiforbrug, emissioner til luft og vand og affaldsproduktion for det opstillede system.

7.1.1 Systembeskrivelse

Materialeflow

Det opstillede retursystem for engangsflasker er opdelt i 7 trin, som illustreret i figur 7.1.

Fremstilling af råmaterialer omfatter udvinding af råmaterialer, samt bearbejdning af disse, inden de indgår i glasproduktionen.

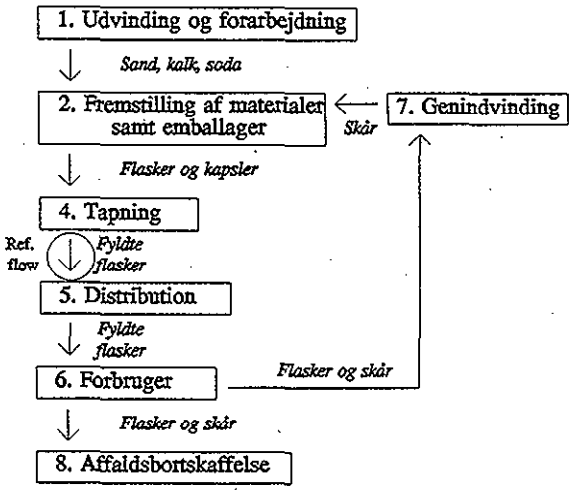
Fremstilling af materialer og fremstilling af emballage, trin 2 og 3, er slået sammen under trin 2: "Fremstilling af materialer og emballager". Denne sammenlægning er foretaget, da processerne foregår på et glasværk i et sammenhængende procesforløb og vanskeligt kan adskilles i praksis.

Tapning omfatter en let skylning af flaskerne med rent vand (og uden brug af lud, som for genpåfyldelige flasker), påfyldning af flasker, påsætning af kapsler, pasteurisering og påsætning af etiketter.

Der tages i beregningerne udgangspunkt i et reference flow på en distribution af 1.000 liter øl. Reference flowet er angivet på figur 7.1.

Distributionsleddet består af transport af de fyldte flasker fra tappehal over depot ud til forretningen.

Forbrugerleddet omfatter transport af flasker mellem forretning og hjem tur/retur.



Figur 7.1
Livscyklustrin for 33 cl engangsglasflasker til øl i et retursystem med materialegenvinding.

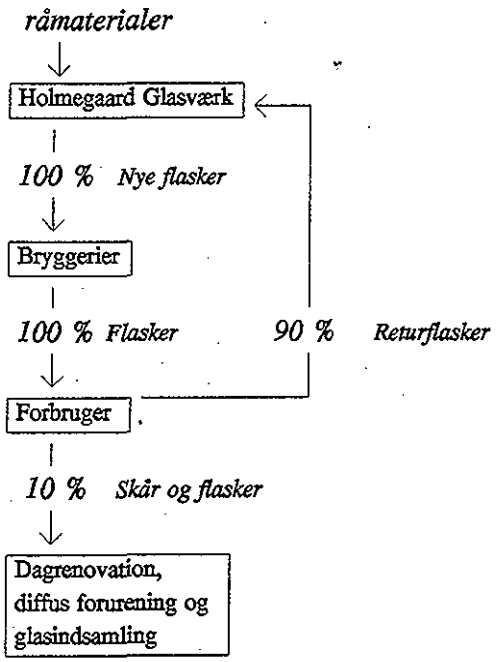
Genvinding af flaskerne starter i forretningen, hvor forbrugeren har returneret de brugte, tomme flasker. Fra forretningen transporteres flaskerne til mellemdepoter og videre herfra til Holmegaard. På Holmegaard oparbejdes og renses skårene, før de anvendes i produktionen af nye flasker.

Affaldsbortskaffelsen består af transport af dagrenovation til deponi og affaldsforbrændingsanlæg, samt transport af slagger fra affaldsforbrændingsanlæg til deponi.

Returprocent

Der tages udgangspunkt i en returprocent fra forbrugeren på 90%, som for de øvrige engangsemballagesystemer (aluminiumsdåser og ståldåser og engangsflasker af PET).

Med udgangspunkt i distribution af fyldte flasker, kan et retursystem for engangsglasflasker opstilles, som vist i figur 7.2.



Figur 7.2
Flow af 33 cl engangsglasflasker til øl i et retursystem med materialegenvinding.

Supplering af glas

Der tages udgangspunkt i, at der til produktion af engangsflasken anvendes 15% nye råvarer og 85% skår. Det er ikke teknisk muligt at anvende en højere skårprocent på nuværende tidspunkt.

Med udgangspunkt i en returprocent på 90% fra forbrugeren, vil alle disse skår kunne anvendes i produktion af nye engangsflasker, og der vil derudover være 5% skår tilovers.

Allokering

Den mængde skår, der tilføres andre systemer, (jf. afsnit 4.3.3), antages anvendt til produktion af andre glasemballager. Det antages at disse skår erstatter råvarer. Denne besparelse tilgodeskrives systemet 50%, således at 50% af miljøbelastningen til udvinding af råvarer til fremstilling af engangsflasker, der anvendes som skår i andre systemer, modregnes det faktiske forbrug i det kortlagte system.

Den variation, der viser forskellen i mulige allokeringsprincipper, er vist sidst i kapitlet under afsnit 7.4 Nøgletal. Her er variationen vurderet ud fra opgørelse af det direkte energiforbrug.

Emballage

Der er i dette studie taget udgangspunkt i en grøn engangsflaske af typen DS 9515 med et volumen på 33 cl og en gennemsnitlig vægt på 160 g. Denne flaske anvendes i dag til eksport af Carlsberg og Tuborg til bl.a grænsehandel og kendes herfra som de små buttede flasker.

Carlsberg er ikke enig i valget af denne flaske, men anbefaler i stedet en grøn engangsflaske af typen DS 9518, som ligner de flasker, der i dag bruges i det eksisterende, danske retursystem for genpåfyldelige flasker. Denne flaske har et volumen på 33 cl og en gennemsnitlig vægt på 205 g. Det antages i dette studie, at eneste forskel mellem de to flasker er flaskevægten. Betydningen af flaskevægten efterprøves ved følsomhedsanalyse.

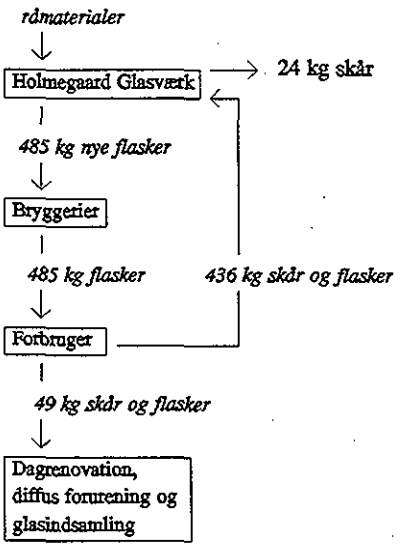
Der tages udgangspunkt i, at kapsler og etiketter har samme vægt som for det eksisterende, danske returflaskesystem, se kapitel 5.

Sekundær emballage

Det antages, at flaskerne transporteres i kartonbakker indpakket i krympefolie. Kartonbakkerne indeholder 24 flasker pr. bakke og vejer 200 gram pr. bakke.

Massebalance for glas

På basis af en distribution af 1.000 liter øl, er massebalancerne for flasker og skår i et retursystem for grønne engangsglasflasker vist i figur 7.3.



Figur 7.3
Flow af engangsglasflasker til øl i et retursystem med materialegenvinding til distribution af 1.000 liter øl.

Oversigt

Det opstillede system vil være baseret på samme forudsætninger, som for det eksisterende danske returflaskesystem for genpåfyldelige flasker i kapitel 5.

De væsentligste ændringer er følgende:

- Vægten af flasken er 160 g.
- Returprocenten er 90%
- Processerne på tapperiet omfatter kun en let skylning af flaskerne med rent vand, hvorefter flaskerne påfyldes.
- Distributionssystemet er det samme som for de genpåfylde-lige flasker under distribution af fyldte ølflasker.
- Indsamling af engangsflasker sker i forretningen med et pantsystem, hvorefter flaskerne transporteres til depoter og videre herfra til Holmegaard.
- Der anvendes ikke skår fra andre systemer, da der returneres rigelige mængder skår til genanvendelse i produktion af nye engangsglasflasker.

7.1.2 Forudsætninger

Datagrundlag

De anvendte data er baseret på stedsspecifikke data fra det eksisterende danske returflaskesystem for genpåfyldelige flasker, så vidt det har været muligt. Disse data er omtalt i kapitel 5.

Data for tapning af engangsflasker er baseret på oplysninger fra Carlsberg.

7.2 Resultater

I det følgende opstilles resultaterne fra kortlægningen af engangsflasker. De anførte resultater er opstillet på grundlag af delrapport 2, hvori der findes detaljerede procesbeskrivelser samt opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for de enkelte livscyklustrin.

Resultaterne er opstillet for hele livscyklus og opdelt i materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

I opgørelsen er forudsat en returprocent på 90% med henblik på materialegenvinding.

7.2.1 Materialer

Det samlede materialeforbrug for distribution af 1.000 liter øl i engangsflasker er opgjort for hele livscyklus.

Materialeforbruget er opdelt på forbrug af råmateriale til selve flasken og forbrug af hjælpematerialer til kapsler, etiketter, kartonbakker og krympefolie.

Dertil kommer materialeforbrug vedrørende primær energiproduktion, som dels omfatter materialer, der indgår i selve energifremstillingen, men også materialer til bygninger, procesudstyr m.v. relateret til energifremstillingen.

Ved affaldsforbrænding udvikles en vis energimængde. Såfremt denne energi udnyttes maksimalt til kraft/varme-produktion kan der spares energi og dermed også materialer. De anførte materialeforbrug under "undgående materialeforbrug" repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares.

Resultaterne er vist i tabel 7.1.

Glasproduktion

Til distribution af 1.000 liter øl skal der fremstilles 485 kg flasker. til denne produktion anvendes 412 kg rensede skår fra indsamlede engangsflasker og 87 kg råmaterialer. Den samlede mængde til fremstilling af flasker er større end 485 kg på grund af spild, afgasning af kuldioxid under glasfremstilling samt at der ved fremstilling af soda ud fra natriumchlorid og kalksten fremstilles calciumchlorid som biprodukt.

Der indsamles 24 kg skår, som anvendes i andre systemer. For disse skår er der i systemet godskrevet 50% af de råmaterialer, der medgår til fremstilling af glas til disse skår.

Etiketter, kapsler og kartonbakker

Forbruget af hvidblik og skrot anvendes til fremstilling af kapsler, råolien til fremstilling af kapselindlæg og krympefolie og træ til fremstilling af etiket og kartonbakker.

Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve til etiketter og kasser er ikke opgjort. Ligeledes er råvarer til limfremstilling ikke medtaget. Trykfarveforbruget til etiketter skønnes at udgøre ca. 100 gram. Forbruget til kasser er minimalt, p.g.a. kassernes lange levetid. Limforbruget er opgjort til 800 gram. Det råvareforbrug, der omfatter fremstilling af lim og trykfarve, og som ikke er opgjort, skønnes at udgøre 1-2 kg pr. 1.000 liter.

Det samlede forbrug af opgjorte råmaterialer og hjælpematerialer til etiketter, kapsler og kasser udgør ca. 56 kg pr. distribueret 1.000 liter.

Energifremstilling

Forbruget af materialer til energifremstilling omfatter hjælpematerialer til energiproduktionsprocesser og til renseprocesser (fx. røggasrensning) samt materialer til fremstilling af bygninger og produktionsudstyr. De grundliggende data gør det ikke muligt at foretage en klar skelnen, - se delrapport 7. I de videre vurderinger af materialeforbruget vil kun blive medtaget kalk og vand.

Ud- og indgående strømme

Der fremkommer skår, som anvendes i andre systemer, - i alt 24 kg. Disse skår modregnes i systemet jf. 50/50-allokeringsmetoden, som beskrevet i kapitel 4.

Derudover indsamles 12,6 kg kartonbakker pr. 1.000 liter distribueret læskedrik. Dette karton kan genvindes og anvendes til produktion af andre produkter.

Materialeforbrug for 33 cl engangs- glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede materiale-forbrug
		Glasflasker	Øvrige emballager			
Råmaterialer						
Sand	gram	45.858			45.858	
Kalksten	gram	12.530		3.322	15.853	-716
Kalk	gram	14.410			14.410	
Natriumchlorid	gram	14.034			14.034	
Skår *(recirkuleret internt i systemet)*	gram	412.121			412.121	
Hvidblik	gram		6.222		6.222	
Skrot	gram		1.091		1.091	
Jernmalm	gram			1.362	1.362	-152,7
Råolie	gram		6.114		6.114	
Træ	gram		24.225		24.225	
Returpapir	gram		14.217		14.217	
Hjælpematerialer						
Natriumsulfat	gram	533			533	
Anthrasitkul	gram	208			208	
Coboltoxid	gram	39			39	
Sulfosæbe	gram	39			39	
Sæbe	gram	520			520	
Polyethylenstearat	gram	Ingen data			0	
Lud (35%) (natriumhydroxid)	gram	0			0	
Natriumhydroxid	gram		232		232	
Svovlsyre (30-50%)	gram	0			0	
Svovlsyre (ukendt koncentration)	gram		149		149	
Hypochlorit	gram	45			45	
Tin	gram		25	0,05	25	-0,0015
Valseolie	gram		48		48	
Hydrogen	gram		6		6	
Kalk	gram		78		78	
Chlor	gram		127		127	
Natriumchlorat	gram		149		149	
Oxygen	gram		132		132	
Peroxid	gram		20		20	
Svovldioxid	gram		90		90	
Kaolin og binder	gram		2.849		2.849	
Hjælpestoffer (ikke specificeret)	gram		13		13	
Vand	liter	750	869	7.954	9.574	-2056
Fremkomne, genanvendelige materialer						
Skår (tilovers i systemet)	gram		24.242		24.242	
Karton (fra bakker)	gram		12.626		12.626	

Tabel 7.1
Resultater for materialeforbrug for 33 cl grønne engangsflasker til øl.

7.2.2 Energi

Energiforbruget er opgjort som det direkte energiforbrug i form af energi til processer og transport.

Det direkte energiforbrug er derefter omregnet til forbrug af primære energiressourcer.

Principperne for opgørelse af primær energi er beskrevet i delrapport 7.

Direkte energiforbrug

Det samlede direkte energiforbrug for processer og transport opdelt på de enkelte trin i livscyklus er vist i tabel 7.2.

Den energimængde, der udvikles ved affaldsforbrænding, er modregnet i opgørelsen over det direkte energiforbrug.

Energiforbrug for 33 cl engangs- glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Procent %
		Glasflasker	Øvrige emballager		
Råvarefremstilling	MJ	100,2		11,3	2,8
Glasfremstilling	MJ	2167,3		98,2	56,6
Tapning	MJ	180,0		0,0	4,5
Distribution	MJ	0,0		146,6	3,7
Forbrug	MJ	21,8		0,0	0,5
Genvinding	MJ	17,4		137,4	3,9
Affald	MJ	5,6		9,4	0,4
Etiketter	MJ		112,4	3,6	2,9
Kapsler	MJ		115,1	5,5	3,0
Kartonbakker	MJ		732,3	36,1	19,2
Krympefolie	MJ		96,9	3,5	2,5
SUM	MJ	2.492,3	1.056,7	451,5	100
SUM i alt	4.000,5				

Tabel 7.2
Direkte energiforbrug for 33 cl engangsflasker af grønt glas.

Energiforbruget ved glasfremstilling er det væsentligste energiforbrug for engangsflasker; det udgør over 50%.

Energiforbruget til tapning og distribution er relativt usikkert bestemt, men udgør i denne sammenhæng ca. 8% og har derfor ikke afgørende betydning for bestemmelsen af det samlede energiforbrug.

Energiforbruget til etiketter, kapsler, kartonbakker og krympefolie er baseret på generelle data og kan derfor variere fra det egentlige energiforbrug. Dette energiforbrug udgør 28% af det samlede energiforbrug og er derfor væsentligt for vurderingen af det samlede energiforbrug.

Der er gennemført en beregning af usikkerheden på det direkte energiforbrug. Dette er vist i bilag 2 og resultatet er vist under nøgletal i afsnit 7.4.

Energiressourcer

Der er foretaget en omregning af det direkte energiforbrug til primære energiressourcer.

I tabel 7.3 er vist en tabel over de energityper (kul, olie, el), der anvendes for det samlede energiforbrug til processer og transport.

Endvidere er den mængde energi, der er bundet i materialerne opgjort. Energiindholdet er bestemt ud fra nedre brændværdi for de respektive materialer.

En del af den energimængde, der er bundet i materialerne vil blive frigjort ved forbrænding. På affaldsforbrændingsanlæg med energiudnyttelse kan energien udnyttes, og denne energi "sparer" nogle emissioner, der ellers ville være fremkommet ved forbrænding af olie eller kul. Disse besparelser opgøres som "undgåede ressourceforbrug", "undgåede emissioner" og "undgåede affaldsmængder" i det følgende.

De primære energikilder der anvendes til fremstilling af elektricitet, afhænger af, hvor elektriciteten fremstilles (hvilket land/område). For engangsflaskesystemet forudsættes det, at el anvendt til fremstilling af papir og plastfolie sker i Vesteuropa, mens resten af elforbruget ligger i Danmark. De grundliggende data for energi er anført i delrapport 7.

Med hensyn til udvinding af primære energikilder er der taget udgangspunkt i et gennemsnit for Vesteuropa.

Betegnelsen "uspecificeret" i tabel 7.3 omfatter det energiforbrug, som det ikke har været muligt at få oplyst energitypen for.

For det uspecificeret energiforbrug er der som grundlag for omregning til primær energi anvendt Vesteuropæisk gennemsnitlig energiproduktion.

Energiforbrug fordelt på energityper for 33 cl engangs- glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport (og rensn. af skår)	MJ	461,8
Svær fuelolie til transport	MJ	0,9
Fuelolie (kedelanlæg)	MJ	18,0
Naturgas	MJ	1.939,4
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	0,0
El i Danmark	MJ	437,0
El i Sverige	MJ	0,0
El i Europa	MJ	124,5
El i Verden	MJ	0,0
Uspecificeret	MJ	722,5
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**3.704,1**
Energi i materialer	MJ	549,1
Forbrænding	MJ	-252,7
SUM	MJ	**4.000,5**

Tabel 7.3
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for grønne engangsflasker til distribution af 1.000 liter øl.

I tabel 7.4 er vist en opgørelse af de samlede primære energiressourcer for engangsflasker til distribution af 1.000 liter.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for 33 cl engangs-glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energiressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm3	1,599	-0,046
Naturgas	Nm3	76,686	-0,289
Minegas (fra kulminer)	kg	0,689	-0,214
Råolie	kg	32,915	-0,937
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	13,383	-0,362
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	99,898	-31,135
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	0,8236	-0,0247
Potentielt energiindhold i vand	MJ	63,697	-1,621
Træ i skove (tørvægt)	kg	1,147	-0,319

Tabel 7.4
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for grønne engangsflasker til distribution af 1.000 liter øl.

7.2.3 Emissioner til luft

I det følgende er opgjort emissioner til luft. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer, transport samt på energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra energiproduktionen henvises til delrapport 7.

Resultaterne for opgørelse af emissioner til luft er vist i tabel 7.5.

Emissioner til luft for 33 cl engangs-glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Energifrem-stilling	SUM	Undgåede emissioner
		Glasflasker	Øvrige emballager				
Partikler, støv	gram	170,43	46,72	12,36	470,33	699,84	-108,12
Kuldioxid, CO_2	gram	33.455	0	31.106,71	388.805,32	453.366,57	-52.008,59
Nitrogenoxider, NO_x	gram	533,33	102,08	613,63	720,47	1.969,51	-134,21
Svovldioxid, SO_2	gram	775,76	232,85	28,19	1.560,89	2.597,69	-219,63
Methan, CH_4	gram				1.255,45	1.255,45	-219,55
Flygtige organiske forb. (- methan), NMVOC	gram		162,78	140,94	304,29	608,02	-10,32
Cadmium, Cd	gram				0,020	0,020	-4*10-7
Kviksølv, Hg	gram		0,000212		0,008	0,008	-0,002
Bly, Pb	gram	2,91			0,078	2,987	-0,011
Radioaktive emissioner, total	kBq				71.681	71.681	-2.152

Tabel 7.5
Emissioner til luft fra 33 cl grønne engangsflasker til øl.

Emballager

De væsentligste emissioner fra processerne forekommer ved fremstilling af råvarer og selve flasken.

Kuldioxid stammer fra omdannelser i glassmelten.

De relativt små mængder bly stammer fra emissioner fra glasproduktionen, hvor der anvendes blyholdige skår.

Primære energikilder

Som det fremgår af tabel 7.5 er de væsentligste emissioner fra energiproduktion kuldioxid, svovldioxid, methan og nitrogenoxider. De radioaktive emissioner stammer fra energiproduktion i Vesteuropa, hvor en del af el-produktionen er baseret på A-kraft.

Undgåede emissioner

De undgåede emissioner er de emissioner, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

7.2.4 Emissioner til vand

I det følgende er opgjort emissioner til vand. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer samt fra energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra den primære energiproduktion henvises til delrapport 7.

I tabel 7.6 er vist de samlede emissioner til vand.

Emissioner til vand for 33 cl engangs- glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		Glasflasker	Øvrige emballager			
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram		0,01	5,89	5,90	-0,42
Phosphat	gram			9,56	9,56	-2,97
Fedt og olie	gram		0,68	32,86	33,54	-0,87
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram		89,58	103,08	192,65	-1,34
BOD5	gram		29,63	0,13	29,76	-0,01
COD	gram		248,57	3,45	252,02	-0,25
Cadmium, Cd	gram			0,01	0,01	3*10-6
Kviksølv, Hg	gram		0,000028	4,9*10-7	0,000628	7*10-8
Bly, Pb	gram			0,84	0,84	-0,25
Radioaktive emissioner, total	kBq			659,99	659,99	-19,88

Tabel 7.6
Emissioner til vand for 33 cl grønne engangsflasker til øl.

Fra processer

Emissioner til vand fra processer stammer fra fremstilling af etiketter, kapsler og kartonbakker. Ved skylning af nye flasker i koldt vand forekommer kun emissioner i ringe omfang, og disse er sat til 0.

Fra udvinding af primære energikilder

Fra udvinding af primære energikilder til energiproduktion fremkommer en række organiske stoffer, fedt og olie samt radioaktive stoffer fra A-kraft.

Undgåede emissioner

De undgåede emissioner er de emissioner, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

7.2.5 Affald

Der er foretaget en opgørelse af affaldsmængderne som fremkommer ved kassation af ikke returnerede emballager, fra processer og fra energiproduktion. Denne opgørelse er vist i tabel 7.7.

Affald for 33 cl engangs-glasflasker til øl pr. 1.000 liter distribueret		Processer				
		Glasflasker	Øvrige emballager	Energi-fremstilling	SUM	Undgået affald
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballager	kg	31,0	17,2		48,2	
Deponering af emballager	kg	7,8	6,6		14,3	
Kassation i naturen af emballager	kg	9,7	0,7		10,4	
Industriaffald						
Menge-rester	gram	242,4			242,4	
Industriaffald generelt	gram			45.404,4	45.404,4	-12.038,7
Miljøfarligt affald						
Soda-klumper	gram	242,4			242,4	
Miljøfarligt affald generelt	gram			61,2	61,2	-8,0
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	m^3			0,0001012	0,0001012	-0,000002
Uspecificeret affald						
Uspecificeret	gram	242,4	1579,5		1821,9	

Tabel 7.7
Affaldsmængder for 33 cl grønne engangsflasker til øl.

Kasserede emballager

De kasserede emballager, der bortskaffes ved forbrænding, omfatter dels glasskår og dels kartonbakker, krympefolie samt etiketter og kapsler. Det samme gælder for deponering. Materialer, der bortskaffes diffust i naturen, omfatter primært skår men også kapsler og etiketter.

Processer

Affald fra produktion af emballager omfatter dels industriaffald, der kan forbrændes eller deponeres, og miljøfarligt affald, der kræver en speciel behandling.

Primær energiproduktion

Affald fra energiproduktion stammer hovedsagelig fra dansk elproduktion og er slagge fra kulfyrede kraftværker. Dertil kommer affald fra udvinding af energikilder samt radioaktivt affald.

7.3 Vurdering af kortlægningen

7.3.1 Udgangspunkt

Flasken

Ved kortlægningen er der for selve flasken lagt vægt på, at datagrundlaget stammer fra specifikke produktionsanlæg og anvendelsesforhold.

Der er taget udgangspunkt i konkrete oplysninger om produktionsforhold på Holmegaard Glasværker og glasværkets leverandører.

Med hensyn til anvendelsen er der taget udgangspunkt i konkrete oplysninger fra De Forenede Bryggerier og anvendelsesforholdene på Carlsberg i Valby.

Med hensyn til distributionen er der taget udgangspunkt i, at engangsflaskerne distribueres til detailhandlen på samme måde som returflaskerne, og at engangsflaskerne sendes til materialegenvinding på Holmegaard.

Etiketter, kapsler og kartonbakker

Ved kortlægningen af etiketter, kapsler og kartonbakker, der anvendes i forbindelse med systemet for engangsflasker af glas, er der taget udgangspunkt i forbruget på Carlsberg.

Ud fra oplysninger om materialetyper og -mængder er leverandører blevet kontaktet. Det har dog været yderst sparsomt hvilke oplysninger, det har været muligt at indhente.

Kortlægningen af etiketter, kapsler og kartonbakker er derfor gennemført ud fra generelle oplysninger om produktion af papir, blik og plast (PE) og tager således ikke udgangspunkt i specifikke produktionsforhold.

I forbindelse med kortlægningen af etiketter har det ikke været muligt at indsamle oplysninger om trykfarve og lim til etiketter. I forbindelse med fremstilling af kartonbakker har det ikke været muligt at indsamle specifikke oplysninger om papirkvaliteter, hvorfor opgørelserne bygger på generelle antagelser. Disse er der detaljeret redegjort for i delrapport 2.

Hjælpestoffer

De hjælpestoffer, der anvendes ved fremstilling og brug af flasken, er primært til pasteurisering og intern transport på bryggeriet. Fremstilling af disse hjælpestoffer er ikke kortlagt. Der er alene foretaget en opgørelse af de forbrugte mængder.

Øvrige forhold

I kortlægningen er ikke medtaget paller eller andet transportmateriel.

I forbindelse med distributionssystemet er der ikke taget hensyn til eventuelle specielle krav omkring transportmateriel, depoter m.v.

Der er alene set på den mængde emballage (flasker og kasser), der skal transporteres rundt.

7.3.2 Returprocent

Da der ikke er tale om en returemballage, kan en egentlig returprocent og dermed et triptal ikke defineres.

Derimod er der i systemet forudsat en høj grad af materialegenvinding og det er forudsat at forbrugeren returnerer 90% af de brugte flasker, som oparbejdes på Holmegaard Glasværker.

En genvindingsprocent på 90% forudsætter et pantsystem med en pant af samme størrelsesorden som den, man i dag kender for den genpåfyldelige flaske. I nærværende vurdering er der ikke taget stilling til selve etableringen af et sådant pantsystem.

7.3.3 Manglende data

Lim og trykfarve

I kortlægningen indgår ikke en opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for lim og trykfarve, da det ikke har været muligt at indhente oplysninger om disse materialer.

Der anvendes omkring 600 gram lim ved distribution af 1.000 liter. Der anvendes overvejende lim baseret på stivelse. Etiketterne med lim deponeres efter oprensning af skår på Holmegaard eller afbrændes under glassmeltningen.

Det kan ikke vurderes hvilken betydning, udeladelse af etiketlimen har for de samlede opgørelser. Ud over et materialeforbrug til fremstilling af limen, vil der være et vist energiforbrug samt et bidrag til luftbårne emissioner.

Det har ikke været muligt at opgøre forbruget at trykfarve til etiketter og kartonbakker.

Trykfarveforbruget til etiketter og kartonbakker skønnes at ligge under 1% af den samlede materialevægt og derfor udgøre mindre end 250 gram for distribution af 1.000 liter.

Det vurderes, at udeladelsen af trykfarven har en mindre betydning for de samlede opgørelser.

Bortskaffelse

For de flasker, der ikke returneres fra forbrugeren til materialegenvinding, har det ikke været muligt at fremskaffe konkrete oplysninger om bortskaffelsen.

Det er forudsat, at de enten vil blive bortskaffet gennem dagrenovationen (80%) eller vil blive bortkastet i naturen (20%). Samtidig er det antaget, at andelen af flasker, der indsamles uden for pantsystemet (gennem containerindsamlinger o.lign.), er minimalt og er derfor i denne sammenhæng udeladt.

For de kartonbakker der anvendes, er det forudsat, at 50% indsamles med henblik på materialegenvinding og at de resterende 50% bortskaffes ved forbrænding.

7.3.4 Usikkerheder

I det følgende er usikkerheden på de enkelte data kommenteret. I bilag 2 er opstillet samlede tabeller over usikkerheder, og der er gennemført beregninger vedrørende energi. Sidst i nærværende kapitel er usikkerhederne vist sammen med nøgletallene for kortlægningen.

Materialer

Det vurderes, at opgørelserne af materialeforbrug til fremstilling af selve flasken er behæftet med en relativ lille usikkerhed, - antagelig i størrelsesordenen 5%.

Forbruget af hjælpestoffer til fremstilling af flasken er ligeledes opgjort med en relativ lille usikkerhed.

Materialeforbruget til fremstilling af etiketter, kapsler og kartonbakker er baseret på generelle data. Opgørelse af materialeforbrug til fx. en specifik etiketproduktion kan derfor variere noget. Det er vanskeligt, at vurdere usikkerheden på disse materialeforbrug, men den skønnes at være i størrelsesordenen 25%.

Energi

De væsentligste energiforbrug forekommer ved råvare- og glasfremstillingen. Dette er opgjort med en relativ lille usikkerhed, - antagelig i størrelsesordenen 5%.

Energiforbruget ved tapningen, som primært omfatter transportbånd, er bestemt ud fra relativt usikre data. Usikkerheden udgør i størrelsesordenen 50%.

Energiforbruget ved distribution er bestemt ud fra at en given mængde flyttes en given afstand med et bestemt transportmiddel. Disse forhold er estimeret ud fra det eksisterende system for genpåfyldelige flasker, mens transportkapaciteten er baseret på gennemsnitstal. Det skønnes, at usikkerheden er i størrelsesordenen 100%.

Energiforbruget ved fremstilling af etiketter, kapsler og kasser er opgjort ud fra generelle data. Det er vanskeligt at vurdere usikkerheden på disse energiforbrug, men den skønnes at være i størrelsesordenen 50%.

Omregning af direkte energiforbrug til primært energiforbrug vil introducere en usikkerhed, da de anvendte data ved omregningen er behæftet med en vis usikkerhed. Det har dog ikke været muligt, at vurdere denne.

Emissioner

Emissioner til luft stammer primært fra glasproduktionen. Oplysninger om luftemissioner fra glasproduktionen stammer fra konkrete målinger på Holmegaards Glasværker for produktion af emballageglas. Usikkerheden på de oplyste måledata er ikke angivet, men skønnes at være i størrelsesordenen 10-20%.

Emissioner til luft fra transport er bestemt ud fra energiforbruget. Da energiforbruget er bestemt med en usikkerhed i størrelsesordenen 100% antages det, at emissionerne er behæftet med en usikkerhed i størrelsesordenen 100%.

I forbindelse med papirproduktion vil spildevandsbelastningen afhænge meget af det aktuelle anlæg. Den organiske belastning (målt som COD) kan i visse tilfælde udgøre 25% af belastningen fra et lignende anlæg. I denne sammenhæng antages det, at usikkerheden ligger i størrelsesordenen 50%.

Affald

Fra systemet fremkommer de væsentligste affaldsmængder i forbindelse med glasproduktion og som etiketrester ved skåroparbejdning. Endvidere fremkommer der en væsentlig mængde uspecificeret affald ved fremstilling af materialer til etiketter, kapsler og kartonbakker.

Det skønnes, at usikkerheden ligger på 50%.

Dertil kommer betydelige affaldsmængder fra produktion af primær energi. Usikkerhederne på disse opgørelser skønnes at være 50%.

7.3.5 Følsomhedsanalyse af energiforbrug

I dette afsnit vil nogle af de foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænsers indflydelse på resultaterne blive vurderet. Dette gøres ved hjælp af følsomhedsanalyser på det direkte energiforbrug. Vurderingen afsluttes med en vurdering af en usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug for processer og transport.

De foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænser vil desuden have indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder. Det har ikke været muligt at foretage følsomhedsanalyser for indvirkninger på disse inden for projektets rammer.

De opstillede antagelser og forudsætninger for beregningerne fremgår af delrapport 2. Følsomhedsvurderingerne tager udgangspunkt i en returprocent på 90% (bortset fra den, der analyserer returprocenten).

Returprocent

Der er taget udgangspunkt i en returprocent på 90% for beregningerne af retursystemet for engangsflasker af glas. Da systemet ikke eksisterer i Danmark i dag, er returprocenten anslået. Returprocentens størrelse kan afhænge af bl.a. pantens størrelse, oplysningskampagner, indsamlingsordninger og returneringsmuligheder.

Af tabel 7.8 ses en sammenlignende gennemregning for returprocenter på 85%, 90% og 98,5%. 98,5% er valgt med henblik på en sammenstilling med de genpåfyldelige flasker af glas.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret	Returprocent 85%	Returprocent 90%	Returprocent 98,5%
Fremstilling af råvarer	112 MJ	112 MJ	112 MJ
Fremstilling af flasker	2.266 MJ	2.266 MJ	2.266 MJ
Tapning	180 MJ	180 MJ	180 MJ
Distribution	147 MJ	147 MJ	147 MJ
Forbrug	22 MJ	22 MJ	22 MJ
Genvinding af skår	155 MJ	155 MJ	155 MJ
Affaldsbehandling	23 MJ	15 MJ	2 MJ
Etiketter, kapsler og kasser	337 MJ	337 MJ	337 MJ
Total	4.008 MJ	4.000 MJ	3.989 MJ

Note: Værdierne er afrundet.

Tabel 7.8
Energiforbrug til systemet for engangsflasker af glas til øl med varierende returprocenter.

Det ses af tabel 7.8, at returprocenten stort set ingen betydning har for systemet for engangsflasker. Der produceres den samme mængde flasker uanset returprocenten, og den eneste forskel er, at der skal transporteres færre eller flere skår til affaldsbehandling.

Det skal dog bemærkes, at returprocenten vil have stor betydning for de samlede affaldsmængder.

Ved en returprocent på 85% øges det samlede energiforbrug med ca. 8 MJ/1.000 liter og ved 98,5% reduceres det med ca. 11 MJ/1.000 liter.

Flaskevægt

Holmegaard har oplyst, at flaskerne i fremtiden (muligvis 1997) kan produceres med en lettere vægt på i alt 145 g pr. flaske i stedet for de nuværende 160 g. Dette medfører en samlet energibesparelse på ca. 256 MJ/1.000 liter distribueret for hele systemet.

Hvis der i stedet tages udgangspunkt i den flaske, Carlsberg anbefaler (på 205 gram), øges det samlede energiforbrug med ca. 770 M7/1.000 liter distribueret.

Diffus forurening

Der er i beregningerne taget udgangspunkt i en antagelse om, at 20% af de ikke-returnerede flasker ender som diffus forurening i naturen. De nøjagtige forhold kendes ikke, men hvis man antager, at 100% går til dagrenovation, og dermed til deponi og affaldsforbrændingsanlæg, svarer det til, at det samlede energiforbrug til forbrændingen samt transport, bliver ca. 1 MJ/1.000 liter større. Forskellen er uden betydning for det samlede energiforbrug. Antagelsen kan derimod have betydning for opgørelserne af affaldsmængder.

Affaldsforbrænding

Det er antaget, at 80% af varmen fra de opvarmede glasflasker på affaldsforbrændingsanlægget kan genvindes. Fougt fra Holmegaard mener, at denne værdi nok er sat for højt, men da energiforbruget til affaldsforbrænding og opvarmning af glas udgør mindre end 1% af det samlede energiforbrug i systemet, er det uden betydning for det samlede resultat.

Transport

Der er foretaget en del forudsætninger og antagelser i forbindelse med transport i systemet for de anvendte transportkapaciteter, dvs. den grad, transportmidlets kapacitet udnyttes, om der køres med tomme lastbiler den ene vej etc. (se delrapport 7). For at undersøge, hvilken indflydelse, disse antagelser har, er der gennemført følsomhedsanalyser for transporten.

Det samlede transportbehov i systemet svarer til ca. 450 MJ/1.000 liter. Heraf udgør transporten ved distribution 147 MJ/1.000 liter.

Hvis den gennemsnitlige transportkapacitet for alle transporter i systemet fordobles, vil det give en samlet besparelse på ca. 225 MJ/1.000 liter.

Hvis transporterne derimod kun er halvt så effektive vil det fordoble transportenergien og dermed forhøje det samlede energiforbrug med ca. 450 MJ/1.000 liter.

Som det beskrives i delrapport 7, er transporten mellem detailhandel og forbrugerens hjem med personbil ikke medtaget i beregningerne. Energiforbruget fra denne transport kan udgøre op mod 400 MJ/1.000 liter, alt efter, hvordan energien fordeles mellem emballage, produkt, transport af andre produkter og transport af mennesker. Energiforbruget for denne transport antages at være ens for alle emballagesystemerne - en bil bruger ikke mere eller mindre energi om man køber 4 liter øl i flasker eller på dåser.

Kartonbakker

Der er taget udgangspunkt i, at engangsflaskerne distribueres i kartonbakker á 200 gram med plads til 24 flasker. Hvis disse kartonbakker blev genbrugt bare én gang, ville energiforbruget til fremstilling af karton og kasser halveres. Det ville betyde en besparelse på 370 MJ/1.000 liter for det samlede system.

En tilsvarende mængde energi ville kunne tilgodeskrives systemet, ved at medtage materialegenvinding af karton.

Bortskaffelse af etiketter

I systemet tages der udgangspunkt i, at de etiketter, der går med flaskerne retur til Holmegaard aftages her med skyllevand og går til deponi. Hvis man antager, at alle etiketterne forbrændes på forbrændingsanlæg udvikles ca. 23 MJ/1.000 liter.

Udeladelser

I systemafgrænsningen er der foretaget en del afgrænsninger under hensyntagen til omfanget af projektet. Herunder er der ikke medtaget fremstilling af natriumsulfat, anthrasitkul, coboltoxid, sulfosæbe, polyethylenstearat, svovlsyre, hypoklorit m.m. Hjælpestofferne fremgår af bilag 1 i delrapport 1. En grov antagelse for vurdering af energiforbruget til fremstilling af disse hjælpestoffer er at tage udgangspunkt i energiforbruget til fremstilling af soda på ca. 6,5 MJ/kg soda. Den samlede mængde hjælpestoffer udgør ca. 5 kg, hvilket giver et samlet energiforbrug på ca. 33 MJ/1.000 liter.

Det skal dog bemærkes, at emissioner og affaldsprodukter fra disse processer ikke medregnes. De kan indebære væsentlige miljøpåvirkninger.

Samlet vurdering

For alle de ovennævnte vurderinger er der opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder i tabel 7.9. Alle betragtninger er foretaget for det opstillede system for engangsflasker af glas med en returprocent på 90% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i tabel 7.3 med 4.000 MJ/1.000 liter.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent (min 85%, max 98,5%)	- 11 MJ	+ 8 MJ	- 0,3%	+ 0,2%
Flaskevægt	- 256 MJ	+ 770 MJ	- 6%	+ 19%
Diffus forurening		+ 2 MJ		+ 0,05%
Affaldsforbrænding		ca. 0 MJ		
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 225 MJ	 + 450 MJ + 400 MJ	- 6%	 + 11% + 10%
Kartonbakker	- 370 MJ		- 9%	
Bortskaffelse af etiketter		+ 23 MJ		+ 0,6%
Udeladelser		+ 33 MJ		+ 1%
Samlet vurdering			- 10%	+ 20%

Tabel 7.9
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport i systemet for engangsflasker af glas til øl med en returprocent på 90%.

Det er ikke muligt at foretage en sammenlægning af de foretagne følsomhedsanalyser, da de forskellige faktorer indbyrdes påvirker hinanden. Tabellen giver en oversigt over, hvilke antagelser og forudsætninger, der har størst indflydelse på det totale energiforbrug.

De væsentligste af de ovennævnte forudsætninger vedrører transportkapaciteten og genbrug eller materialegenvinding af kartonkasserne.

Det vurderes på denne baggrund, at de samlede variationer som -10% ±20% følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen for de 4.000 MJ/1.00 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 3.600-4.800 MJ/1.000 liter.

Det er skal understreges, at de ovennævnte forudsætninger og antagelser godt kan have en væsentlig større indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder, end på energiforbruget.

7.4 Nøgletal

I det følgende fremdrages de væsentligste nøgletal med hensyn til materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

7.4.1 Materialeforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste materialeforbrug vist i tabel 7.10.

Materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter			
Materiale		Mængde	Usikkerhed
Flaske	Sand	45,9 kg	5%
	Kalksten	12,5 kg	5%
	Salt	14,0 kg	5%
	Kalk	14,4 kg	5%
Etiketter, Kapsler og Kasser	Hvidblik	6,2 kg	25%
	Skrot	1,1 kg	25%
	Råolie	6,1 kg	25%
	Træ	24,2 kg	25%
Hjælpestoffer	Sæbe	0,5 kg	5%
	Natriumhydroxid (35%)	0,2 kg	5%
	Svovlsyre	0,1 kg	25%
	Kaolin og binder	2,8 kg	25%
	Vand	1,6 m^3	25%
Fremkomne genanvendelige materialer	Skår til andre systemer	24,2 kg	5%
	Karton til genvinding	12,6 kg	25%
Energifremstilling	Kalk	3,3 kg	50%
	Vand	8,0 m^3	50%
Undgående materialeforbrug	Kalk	0,7 kg	50%
	Vand	2,0 m^3	50%

Tabel 7.10
Materialeforbrug til distribution af 1.000 liter i engangsflasker af glas til øl.

Det samlede materialeforbrug udgør ca. 130 kg samt 10 m^3 vand, hvoraf hovedparten anvendes til fremstilling af flasker, etiketter, kapsler og kasser, mens en mindre del anvendes som hjælpestoffer og energifremstilling.

Det undgående materialeforbrug repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares, hvis energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

7.4.2 Energiforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste direkte energiforbrug vedrørende processer og transport vist i tabel 7.11.

Energiforbrug ved distribution af 1.000 liter	Proces	Transport
Fremstilling af:		
Flasker	2.267 MJ	110 MJ
Etiketter	112 MJ	4 MJ
Kapsler	115 MJ	6 MJ
Kasser	732 MJ	36 MJ
Krympefolie	97 MJ	4 MJ
Tapning	180 MJ	
Distribution		147 MJ
Forbrug	22 MJ	
Genvinding	17 MJ	137 MJ
Bortskaffelse (transport og forbrænding)	6 MJ	9 MJ
I alt	3.549 MJ	452 MJ
Total	**4.000 MJ**	

Tabel 7.11
Direkte energiforbrug til distribution af 1.000 liter i engangsflasker til øl.

Beregning af usikkerhed er gennemført i bilag 2. Heraf fremgår det at usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug er 15% eller 4000 MJ $\pm$ 610 MJ.

Betydning af ændringer i systemet er belyst gennem følsomheds-analyser. Resultatet af disse viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 3.600 MJ og 4.800 MJ.

Valg af allokeringsprincipper har ligeledes betydning for resultatet. I kapitel 4 (tabel 4.3) er foretaget en vurdering, der viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 3982 MJ og 4019 MJ som følge af anvendelse af forskellige allokeringsprincipper.

Energiressourcer

Forbruget af energiressourcer er beregnet på grundlag af det direkte energiforbrug.

Såfremt energiindholdet fra forbrænding udnyttes maksimalt vil forbruget af ressourcer, som er anført i tabel 7.12, kunne reduceres med de mængder, der er anført under "undgåede energiressourcer".

Primære energiressourcer	Forbrug pr. 1.000 liter dist. Forbrug	Undgåede energiress.
Stenkul	100 kg	31 kg
Brunkul	13,4 kg	0,4 kg
Råolie	33 kg	0,9 kg
Gas	79,0 Nm^3	0,5 Nm^3
Uran	0,82 gram	0,002 gram
Potentielt energiindhold i vand	64 MJ	1,6 MJ
Træ i skove	1,15 kg	0,32 kg

Tabel 7.12
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for engangsflasker af glas til distribution af 1.000 liter øl.

Usikkerheden på opgørelserne af primære energiressourcer skønnes at være omkring 50%.

7.4.3 Emissioner og affald

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste emissioner og affaldsmængder vist i tabel 7.13.

Det har ikke været muligt at beregne usikkerheden på emissioner. Da et væsentligt bidrag til emissioner stammer fra primær energiproduktion, hvor usikkerheden er i størrelsesorden 50%, vil usikkerheden på bestemmelse af de samlede emissioner ligge i størrelsesordenen 50-100%.

Emissioner pr. 1.000 liter dist.	Fremkommet	Undgåede emissioner
Luft		
Partikler	700 gram	108 gram
Kuldioxid	453 kg	52 kg
Kulbrinter (methan + NMVOC)	1.863 gram	230 gram
Svovldioxid	2.598 gram	220 gram
Nitrogenoxider	1.970 gram	134 gram
Radioaktivitet	71.681 kBq	2.152 kBq
Vand		
BOD (biologisk iltforbrug)	30 gram	-
COD (kemisk iltforbrug)	252 gram	-
Olie og fedt	34 gram	0,9 gram
Organiske stoffer	193 gram	1,3 gram
Radioaktivitet	660 kBq	20 kBq
Affald		
Emballager i naturen	10,4 kg	-
Emballager til affaldsforbrænd.	48,2 kg	-
Emballager til deponi	14,3 kg	-
Industriaffald	45,6 kg	12.0 kg
Miljøfarligt affald	0,30 kg	0,008 kg
Radioaktivt affald	0,1 liter	0,0002 liter
Uspecificeret affald	1,82 kg	-

Tabel 7.13
Emissioner og affald ved distribution af 1.000 liter øl i engangsflasker af glas.

8 Engangsflaske af glas til læskedrik

8.1 Introduktion

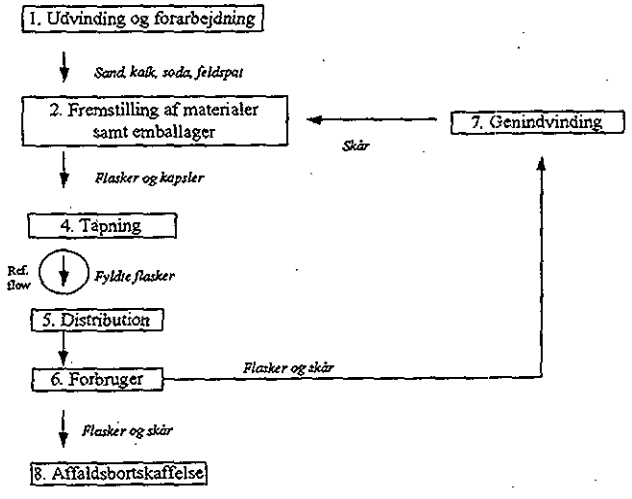
I dette kapitel opstilles et emballagesystem bestående af 33 cl engangsflasker af glas til distribution af læskedrik. Der eksisterer ikke et system for engangsflasker i Danmark i dag og systemet er derfor opbygget på grundlag af en række forudsætninger, som vil blive anført i det følgende.

Det forudsættes, at systemet opbygges som et pantsystem, hvor forbrugeren skal returnere de tomme brugte flasker i forretningen, og at flaskerne oparbejdes til fremstilling af nye engangsflasker.

Desuden indeholder kapitlet en kortlægning af materialeforbrug, energiforbrug, emissioner til luft og vand og affaldsproduktion for det opstillede system.

8.1.1 Systembeskrivelse

Materialeflow
Det opstillede retursystem for engangsflasker af glas til læskedrik er opdelt i 7 trin, som illustreret i figur 8.1.



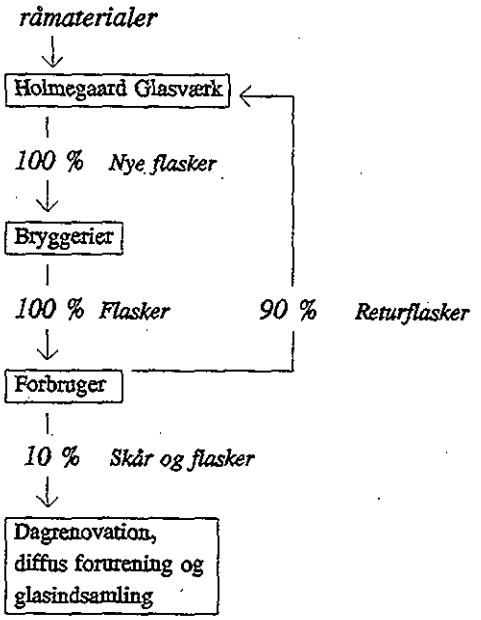
Figur 8.1.
Livscyklustrin for 33 cl engangsglasflasker til læskedrik i et retursystem med materialegenvinding.

Systemet for engangsglasflasker til læskedrik er principielt opbygget som systemet for engangsglasflasker til øl, og der henvises derfor til afsnit 7.1.1 for opdelingen af systemet i 7 livscyklustrin.

Returprocent

Der tages udgangspunkt i en returprocent fra forbrugeren på 90%, som for de øvrige engangsemballagesystemer (aluminiumsdåser, ståldåser og engangsflasker af PET).

Med udgangspunkt i distribution af fyldte flasker, kan et retursystem for engangsglasflasker opstilles, som vist i figur 8.2.



Figur 8.2
Flow af 33 cl engangsglasflasker til læskedrik i et retursystem med materialegenvinding.

Supplering af glas

Der tages udgangspunkt i, at der til produktion af engangsflasken anvendes 50% nye råvarer og 50% skår.

Med udgangspunkt i en returprocent på 90% fra forbrugeren, vil alle disse skår kunne anvendes i produktion af nye engangsflasker, og der vil derudover være 40% skår tilovers.

Allokering

Det antages, at de tiloversblevne skår erstatter skår i andre systemer jf. afsnit 4.3.4. Denne besparelse tilgodeskrives systemet 50%, således at 50% af miljøbelastningen til udvinding af råvarer til fremstilling af engangsglasflasker, der skal anvendes i andre systemer, modregnes det faktiske råvareforbrug i det kortlagte system.

Den variation, der viser forskellen i mulige allokeringsprincipper, er vist sidst i kapitlet under afsnit 8.4 Nøgletal. Her er variationen vurderet ud fra en opgørelse af det direkte energiforbrug.

Emballage

Der er i dette studie taget udgangspunkt i en klar engangsflaske med et volumen på 33 cl og en gennemsnitlig vægt på 160 g. Denne flaske anvendes i dag til eksport og kendes herfra som de små buttede flasker.

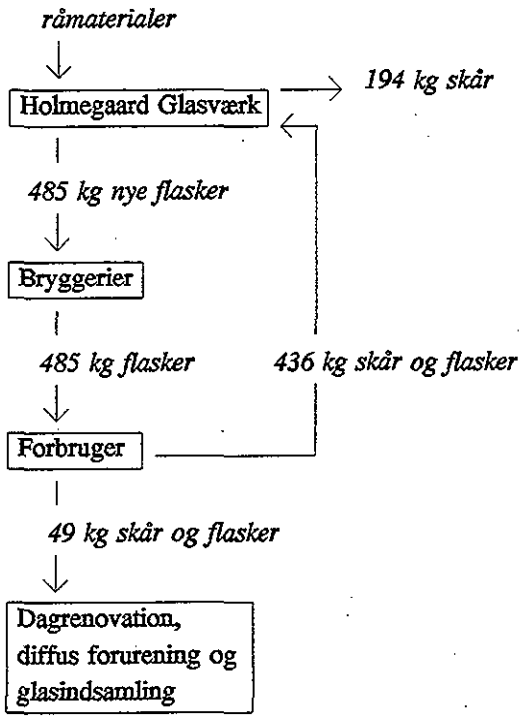
Der tages udgangspunkt i at der anvendes en skruelåg af polyethylen (3,06 gram) samt etiketten (1,25 gram) af papir.

Sekundær emballage

Det antages, at flaskerne transporteres i kartonbakker indpakket i krympefolie. Kartonbakkerne indeholder 24 flasker pr. bakke og vejer 200 gram pr. bakke.

Massebalance for glas

På basis af en distribution af 1.000 liter læskedrik, er massebalancerne for flasker og skår i et retursystem for klare engangsglasflasker til læskedrik vist i figur 8.3.



Figur 8.3
Flow af engangsglasflasker til læskedrik i et retursystem med materialegenvinding til distribution af 1.000 liter læskedrik.

Oversigt

Det opstillede system vil være baseret på samme forudsætninger, som for det eksisterende danske returflaskesystem for genpåfyldelige flasker i kapitel 5. De væsentligste ændringer er følgende:

- Vægten af flasken er 160 g.

- Returprocenten er 90%

- Processerne på tapperiet omfatter kun en let skylning af flaskerne med rent vand, hvorefter flaskerne påfyldes.

- Distributionssystemet er det samme som for de genpåfyldelige flasker under distribution af fyldte læskedrikflasker.

- Indsamling af engangsflasker sker i forretningen med et pantsystem, hvorefter flaskerne transporteres til depoter og videre herfra til Holmegaard.

8.1.2 Forudsætninger

Datagrundlag

De anvendte data er baseret på stedsspecifikke data fra det eksisterende danske returflaskesystem for genpåfyldelige flasker, så vidt det har været muligt.

Data for tapning af engangsflasker er baseret på oplysninger fra Carlsberg.

8.2 Resultater

I det følgende opstilles resultaterne fra kortlægningen af engangsflasker til læskedrik. De anførte resultater er opstillet på baggrund af delrapport 2, hvori der findes detaljerede procesbeskrivelser samt en opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for de enkelte processer.

Resultaterne er opstillet for hele livscyklus og opdelt i materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

I opgørelsen er forudsat en returprocent på 90% med henblik på materialegenvinding.

8.2.1 Materialer

Det samlede materialeforbrug for distribution af 1.000 liter læskedrik i engangsflasker er opgjort for hele livscyklus.

Materialeforbruget er opdelt på forbrug af råmateriale til selve flasken og forbrug af hjælpematerialer til kapsler, etiketter, kartonbakker og krympefolie.

Dertil kommer materialeforbrug vedrørende primær energiproduktion, som dels omfatter materialer, der indgår i selve energifremstillingen, men også materialer til bygninger, procesudstyr m.v. relateret til energifremstillingen.

Ved affaldsforbrænding udvikles en vis energimængde. Såfremt denne energi udnyttes maksimalt til kraft/varme-produktion kan der spares energi og dermed også materialer.

Resultaterne er vist i tabel 8.1.

Glasproduktion

Til distribution af 1.000 liter læskedrik skal der fremstilles 485 kg nye flasker. Til fremstilling af disse anvendes ca. 335 kg nye råmaterialer, samt 242 kg skår fra rensede indsamlede flasker fra systemet. Den samlede mængde materialer til fremstilling af flasker er større end 485 kg på grund af spild, afgasning af kuldioxid under glasfremstilling samt at der ved fremstilling af soda ud fra natriumchlorid og kalksten fremstilles calciumchlorid som biprodukt.

Der indsamles 194 kg skår, som anvendes i andre systemer. For disse skår er der i systemet godskrevet 50% af de råmaterialer, der medgår til fremstilling af glas til disse skår.

Etiketter, kapsler og kartonbakker

Råolie anvendes til fremstilling af skruelåg og krympefolie og træ til fremstilling af etiketter og kartonbakker.

Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve til etiketter og kasser er ikke opgjort. Ligeledes er råvarer til limfremstilling ikke medtaget. Trykfarveforbruget til etiketter skønnes at udgøre ca. 100 gram. Forbruget til kasser er minimalt, p.g.a. kassernes lange levetid. Limforbruget er opgjort til 800 gram. Det råvareforbrug, der omfatter fremstilling af lim og trykfarve, og som ikke er opgjort, skønnes at udgøre 1-2 kg pr. 1.000 liter.

Det samlede forbrug af opgjorte råmaterialer og hjælpematerialer til etiketter, kapsler og kasser udgør ca. 70 kg pr. distribueret 1.000 liter.

Energifremstilling

Forbruget af materialer til energifremstilling omfatter hjælpematerialer til energiproduktionsprocesser og til renseprocesser (fx. røggasrensning) samt materialer til fremstilling af bygninger og produktionsudstyr. De grundliggende data gør det ikke muligt at foretage en klar skelnen, - se delrapport 7. I de videre vurderinger af materialeforbruget vil kun blive medtaget kalk og vand.

Ud- og indgående strømme

Der fremkommer skår, som anvendes i andre systemer, - ialt 194 kg. Disse skår modregnes i systemet jf. 50/50-allokerings-metoden, som beskrevet i kapitel 4.

Derudover indsamles 12,6 kg kartonbakker pr. 1.000 liter distribueret læskedrik. Dette karton kan genvindes og anvendes til produktion af andre produkter.

Materialeforbrug for 33 cl engangs- glasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede materiale-forbrug
		Glasflasker	Øvrige emballager			
Råmaterialer						
Sand	gram	92.482			92.482	
Kalksten	gram	32.603		2.878	35.481	-1517
Kalk	gram	39.131			39.131	
Natriumchlorid	gram	36.515			36.515	
Feldspat	gram	32.603			32.603	
Skår (recirkuleret internt i systemet)	gram	242.424			242.424	
Hvidblik	gram	0	0		0	
Skrot	gram				0	
Jernmalm	gram			1.394	1.394	-323,7
Råolie	gram		23.449		23.449	
Træ	gram		28.504		28.504	
Returpapir	gram		14.217		14.217	
Hjælpematerialer						
Natriumsulfat	gram	2.327			2.327	
Anthrasitkul (Carb-o-site)	gram	48			48	
Zinkselenit	gram	3			3	
Sulfosæbe	gram	39			39	
Sæbe (båndsmøremiddel)	gram	520			520	
Sæbe (rengøring)	gram	0			0	
Polyethylenstearat	gram	Ingen data			0	
Lud (35%) (natriumhydroxid)	gram	0			0	
Natriumhydroxid	gram		278		278	
Svovlsyre (30-50%)	gram	0			0	
Svovlsyre (ukendt koncentration)	gram		185		185	
Hypochlorit	gram	140			140	
Tin	gram		0	0,07	0	-0,0033
Valseolie	gram		0		0	
Hydrogen	gram		24		24	
Kalk	gram		90		90	
Chlor	gram		157		157	
Natriumchlorat	gram		185		185	
Oxygen	gram		162		162	
Peroxid	gram		25		25	
Svovldioxid	gram		110		110	
Kaolin og binder	gram		3.516		3.516	
Hjælpestoffer (ikke specificeret)	gram		144		144	
Vand	liter	750	1.069	6.345	8.164	-4.357
Fremkomne, genanvendelige materialer						
Skår (tilovers i systemet)	gram		24.242		24.242	
Karton (fra bakker)	gram		12.626		12.626	

Tabel 8.1
Resultater for materialeforbrug for 33 cl klare engangsflasker til læskedrik.

8.2.2 Energi

Energiforbruget er opgjort som det direkte energiforbrug i form af energi til processer og transport.

Det direkte energiforbrug er derefter omregnet til forbrug af primære energikilder.

Principperne for opgørelse af primær energi er beskrevet i delrapport 7.

Direkte energiforbrug

Det samlede direkte energiforbrug for processer og transport opdelt på de enkelte trin i livscyklus er vist i tabel 8.2.

Den energimængde, der udvikles ved affaldsforbrænding, er modregnet i opgørelsen over det direkte energiforbrug.

Energiforbrug for 33 cl engangs glasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Procent %
		Glasflasker	Øvrige emballager		
Råvarefremstilling	MJ	259,8		14,2	6,0
Glasfremstilling	MJ	2167,3		98,2	49,6
Tapning	MJ	180,0		0,0	3,9
Distribution	MJ	0,0		146,6	3,2
Forbrug	MJ	21,8		0,0	0,5
Genvinding	MJ	13,9		109,9	2,7
Affald	MJ	5,6		9,4	0,3
Etiketter	MJ		231,9	7,4	5,2
Skruelåg	MJ		412,5	16,6	9,4
Kartonbakker	MJ		732,3	36,1	16,8
Krympefolie	MJ		96,9	3,5	2,2
SUM	MJ	2.648,4	1.473,5	441,8	4.563,8
SUM ialt	4.563,7				

Tabel 8.2
Direkte energiforbrug for 33 cl engangsflasker af klart glas til læskedrik.

Energiforbruget ved glasfremstilling er det væsentligste energiforbrug for engangsflasker, det udgør omkring 50%.

Energiforbruget til tapning og distribution er relativt usikkert bestemt, men udgør i denne sammenhæng under 5% og har derfor ikke afgørende betydning for bestemmelsen af det samlede energiforbrug.

Energiforbruget til etiketter, skruelåg, kartonbakker og krympefolie er baseret på generelle data og kan derfor variere fra det egentlige energiforbrug. Dette energiforbrug udgør ca. 1/3 af det samlede energiforbrug og er derfor væsentligt for vurderingen af det samlede energiforbrug.

Der er gennemført en beregning af usikkerheden på det direkte energiforbrug. Dette er vist i bilag 2 og resultatet er vist under nøgletal i afsnit 8.4.

Energiressourcer

Der er foretaget en omregning af det direkte energiforbrug til primære energiressourcer.

I tabel 8.3 er vist en tabel over de energityper (kul, olie, el) der anvendes for det samlede energiforbrug til processer og transport.

Endvidere er den energimængde, der er bundet i materialerne opgjort. Energiindholdet er bestemt ud fra nedre brændværdi for de respektive materialer.

En del af den energimængde, der er bundet i materialerne vil blive frigjort ved forbrænding. Andelen af affald til forbrænding afhænger af systemet og emballagens bortskaffelse.

De primære energikilder der anvendes til fremstilling af elektricitet, afhænger af, hvor elektriciteten fremstilles (land/område). For engangsflaskesystemet forudsættes det, at el anvendt til fremstilling af papir og plastfolie sker i Vesteuropa, mens resten af el-forbruget ligger i Danmark. De grundliggende data for energi er anført i delrapport 7.

Med hensyn til udvinding af primære energikilder er der taget udgangspunkt i et gennemsnit for Vesteuropa.

Betegnelsen "uspecificeret" i tabel 8.3 omfatter det energiforbrug, som det ikke har været muligt at få oplyst energitypen for.

For det uspecificerede energiforbrug er der som grundlag for omregning til primær energi anvendt Vesteuropæisk gennemsnitlig energiproduktion.

Energiforbrug fordelt på energityper for 33 cl engangs-glasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport (og rensn. af skår)	MJ	442,8
Sværr fuelolie til transport	MJ	7,3
Fuelolie (kedelanlæg)	MJ	43,3
Naturgas	MJ	2.167,9
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	0,0
El i Danmark	MJ	210,0
El i Sverige	MJ	2,1
El i Europa	MJ	128,5
El i Verden	MJ	0,0
Uspecificeret	MJ	1.128,1
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**4.130,1**
Energiindhold i materialer	MJ	969,2
Forbrænding	MJ	-535,5
SUM	MJ	**4.563,8**

Tabel 8.3
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for klare engangsflasker af glas til distribution af 1.000 liter læskedrik.

I tabel 8.4 er vist en opgørelse af de samlede primære energiressourcer for klare engangsflasker til læskedrik.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for 33 cl engangsglasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energi-ressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm3	1,990	-0,096
Naturgas	Nm3	88,124	-0,613
Minegas (fra kulminer)	kg	0,484	-0,453
Råolie	kg	40,953	-1,985
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	16,383	-0,766
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	69,961	-65,974
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	0,9718	-0,0524
Potentielt energiindhold i vand	MJ	85,026	-3,434
Træ i skove (tørvægt)	kg	0,871	-0,676

Tabel 8.4
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for klare engangsflasker til distribution af læskedrik.

8.2.3 Emissioner til luft

I det følgende er opgjort emissioner til luft. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer, transport samt på energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra energiproduktionen henvises til delrapport 7.

Resultaterne for opgørelse af emissioner til luft er vist i tabel 8.5.

Emissioner til luft for 33 cl engangsglasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		Glasflasker	Øvrige emballager				
Partikler, støv	gram	299,10	51,63	14,24	405,60	770,56	-229,11
Kuldioxid, CO_2	gram	103.273	0	30.656	394.642	528.571	-110.205
Nitrogenoxider, NO_x	gram	533,33	125,05	595,13	687,65	1.941,16	-284,38
Svovldioxid, SO_2	gram	581,82	273,64	39,30	1.773,43	2.668,18	-465,39
Methan, CH_4	gram				1.146,90	1.146,90	-465,22
Flygtige organiske forb. (- methan), NMVOC	gram		234,45	136,68	371,18	742,31	-21,88
Cadmium, Cd	gram				0,030	0,030	-0,001
Kviksølv, Hg	gram		0,000250		0,006	0,006	-0,004
Bly, Pb	gram	2,91			0,088	2,997	-0,023
Radioaktive emissioner, total	kBq				84.578	84.578	-4.561

Tabel 8.5
Emissioner til luft fra 33 cl klare engangsflasker til læskedrik.

Emballager

De væsentligste emissioner fra processerne forekommer ved fremstilling af råvarer og selve flasken.

Kuldioxid stammer fra omdannelser i glassmelten.

Bly fra processer stammer fra emissioner fra glasproduktionen, hvor der anvendes blyholdige skår.

Primære energikilder

Som det fremgår af tabel 8.5 er de væsentligste emissioner fra energiproduktion kuldioxid, svovldioxid, methan og nitrogenoxider. De radioaktive emissioner stammer fra energiproduktion i Vesteuropa, hvor en del af el-produktionen er baseret på A-kraft.

Undgåede emissioner

De undgåede emissioner er de emissioner, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

8.2.4 Emissioner til vand

I det følgende er opgjort emissioner til vand. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer samt fra energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra den primære energiproduktion henvises til delrapport 7.

I tabel 8.6 er vist de samlede emissioner til vand.

Emissioner til vand for 33 cl engangsglasflasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		Glasfla-sker	Øvrige emballager			
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram		0,01	6,37	6,38	-0,88
Phosphat	gram			6,71	6,71	-6,30
Fedt og olie	gram		0,68	40,60	41,28	-1,84
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram		81,66	119,94	201,60	-2,85
BOD5	gram		35,87	0,14	36,01	-0,02
COD	gram		301,21	3,57	304,78	-0,53
Cadmium, Cd	gram			0,01	0,01	-0,01
Kviksølv, Hg	gram		0,000030	4,6*10-7	0,0003	1,5*10-7
Bly, Pb	gram			0,60	0,60	-0,53
Radioaktive emissioner, total	kBq			778,39	778,39	-42,12

Tabel 8.6
Emissioner til vand for 33 cl klare engangsflasker til læskedrik.

Fra processer

Emissioner til vand fra processer stammer fra fremstilling af etiketter, kapsler og kartonbakker. Ved skylning af nye flasker i koldt vand forekommer kun emissioner i ringe omfang, og disse er sat til 0.

Fra udvinding af primære energikilder

Fra udvinding af primære energikilder til energiproduktion fremkommer en række organiske stoffer, fedt og olie samt radioaktive stoffer fra A-kraft.

Undgåede emissioner

De undgåede emissioner er de emissioner, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

8.2.5 Affald

Der er foretaget en opgørelse af affaldsmængderne, som fremkommer ved kassation af ikke returnerede emballager, fra processer og fra energiproduktion. Denne opgørelse er vist i tabel 8.7.

Affald for 33 cl engangsglas-flasker til læskedrik pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgået affald
		Glasfla-sker	Øvrige emballager			
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballa-ger	kg	31,0	19,2		50,2	
Deponering af emballager	kg	7,8	9,5		17,2	
Kassation i naturen af emballager	kg	9,7	1,0		10,7	
Industriaffald						
Menge-rester	gram	242,4			242,4	
Industriaffald generelt	gram			35.442,2	35.442,2	-25.509,8
Miljøfarligt affald						
Soda-klumper	gram	242,4			242,4	
Miljøfarligt affald generelt	gram			63,5	63,5	-17,0
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	m^3			0,000126	0,000126	-0,000006
Uspecificeret affald						
Uspecificeret	gram	0,0	1104,7		1104,7	

Tabel 8.7
Affaldsmængder for 33 cl klare engangsflasker til læskedrik.

Kasserede emballager

De kasserede emballager, der bortskaffes ved forbrænding, omfatter dels glasskår og dels kartonbakker, krympefolie samt etiketter og skruelåg. Det samme gælder for deponering. Materialer, der bortskaffes diffust i naturen, omfatter primært skår men også skruelåg og etiketter.

Processer

Affald fra produktion af emballager omfatter dels industriaffald, der kan forbrændes eller deponeres, og miljøfarligt affald, der kræver en speciel behandling.

Primær energiproduktion

Affald fra energiproduktion stammer hovedsagelig fra dansk el-produktion og er slagge fra kulfyrede kraftværker. Dertil kommer affald fra udvinding af energikilder samt radioaktivt affald.

8.3 Vurdering af kortlægningen

8.3.1 Generelle forhold

Udgangspunkt

Ved kortlægningen er der for selve flasken lagt vægt på at datagrundlaget stammer fra specifikke produktionsanlæg og anvendelsesforhold.

Ved kortlægningen af etiketter, skruelåg, krympefolie og kartonbakker, som anvendes til engangsflasker af glas til læskedrik, er der taget udgangspunkt i det forbrug, man har på Carlsberg.

For uddybning af forhold omkring udgangspunkt henvises til afsnit 7.3.1, da systemerne for engangsflasker til øl og læskedrik har samme udgangspunkt.

Returprocent

I systemet er der forudsat en høj grad af materialegenvinding og det er forudsat at forbrugeren returnerer 90% af de brugte flasker.

Manglende data

Da systemet for engangsflasker til læskedrik er opstillet på samme grundlag som engangsflasker til øl, gør de samme forhold sig gældende for de to systemer. Der henvises derfor til afsnit 7.3.3.

Usikkerheder

Da systemet for engangsflasker til læskedrik er opstillet på samme datagrundlag som for engangsflasker til læskedrik gør de samme forhold sig gældende for de to systemer. Der henvises derfor til afsnit 7.3.4.

I bilag 2 er opstillet tabeller over usikkerheder og der er gennemført visse beregninger. Sidst i nærværende kapitel er usikkerhederne vist sammen med nøgletallene for kortlægningen.

8.3.2 Følsomhedsanalyse af energiforbrug

I dette afsnit vil nogle af de foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænsers indflydelse på resultaterne blive vurderet. Dette gøres ved hjælp af følsomhedsanalyser på det direkte energiforbrug. Vurderingen afsluttes med en vurdering af en usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug for processer og transport.

De foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænser vil desuden have indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder. Det har ikke været muligt at foretage følsomhedsanalyser for indvirkninger på disse inden for projektets rammer.

De opstillede antagelser og forudsætninger for beregningerne fremgår af delrapport 2. Følsomhedsvurderingerne tager udgangspunkt i en returprocent på 90% (bortset fra den, der analyserer returprocenten).

Returprocent

Der er taget udgangspunkt i en returprocent på 90% for beregningerne af retursystemet for engangsflasker af glas. Da systemet ikke eksisterer i Danmark i dag, er returprocenten anslået. Returprocentens størrelse kan afhænge af bl.a. pantens størrelse, oplysningskampagner, indsamlingsordninger og returneringsmuligheder.

Af tabel 8.8 ses en sammenlignende gennemregning for returprocenter på 85%, 90% og 98,5%. 98,5% er valgt med henblik på en sammenstilling med de genpåfyldelige flasker af glas.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret	Returprocent 85%	Returprocent 90%	Returprocent 98,5%
Fremstilling af råvarer	274 MJ	274 MJ	274 MJ
Fremstilling af flasker	2.266 MJ	2.266 MJ	2.266 MJ
Tapning	180 MJ	180 MJ	180 MJ
Distribution	147 MJ	147 MJ	147 MJ
Forbrug	22 MJ	22 MJ	22 MJ
Genvinding af skår	124 MJ	124 MJ	124 MJ
Affaldsbehandling	23 MJ	15 MJ	2 MJ
Etiketter, kapsler og kasser	1.537 MJ	1.537 MJ	1.537 MJ
Total	4.571 MJ	4.564 MJ	4.551 MJ

Note: Værdierne er afrundet.

Tabel 8.8
Energiforbrug til systemet for engangsflasker af glas til læskedrik med varierende returprocenter. Værdierne er afrundet.

Det ses af tabel 8.8, at returprocenten stort set ingen betydning har for systemet for engangsflasker. Der produceres den samme mængde flasker uanset returprocenten, og den eneste forskel er, at der skal transporteres færre eller flere skår til affaldsbehandling.

Det skal dog bemærkes, at returprocenten vil have stor betydning for de samlede affaldsmængder.

Ved en returprocent på 85% øges det samlede energiforbrug med ca. 7 MJ/1.000 liter og ved 98,5% reduceres det med ca. 13 MJ/1.000 liter.

Flaskevægt

Holmegaard har oplyst, at flaskerne i fremtiden (muligvis 1997) kan produceres med en lettere vægt på ialt 145 g pr. flaske i stedet for de nuværende 160 g. Dette medfører en samlet energibesparelse på ca. 280 MJ/1.000 liter distribueret for hele systemet.

Hvis der i stedet tages udgangspunkt i den flaske, Carlsberg anbefaler (på 205 gram), øges det samlede energiforbrug med ca. 840 MJ/1.000 liter distribueret.

Diffus forurening

Der er i beregningerne taget udgangspunkt i en antagelse om, at 20% af de ikke-returnerede flasker ender som diffus forurening i naturen. De nøjagtige forhold kendes ikke, men hvis man antager, at 100% går til dagrenovation, og dermed til deponi og affaldsforbrændingsanlæg, svarer det til, at det samlede energiforbrug til forbrændingen samt transport, bliver ca. 1 MJ/1.000 liter større. Forskellen er uden betydning for det samlede energiforbrug. Antagelsen kan derimod have betydning for opgørelserne af affaldsmængder.

Affaldsforbrænding

Det er antaget, at 80% af varmen fra de opvarmede glasflasker på affaldsforbrændingsanlægget kan genvindes. Fougt fra Holmegaard mener, at denne værdi nok er sat for højt, men da energiforbruget til affaldsforbrænding og opvarmning af glas udgør mindre end 1% af det samlede energiforbrug i systemet, er det uden betydning for det samlede resultat.

Transport

Der er foretaget en del forudsætninger og antagelser i forbindelse med transport i systemet for de anvendte transportkapaciteter, dvs. den grad, transportmidlets kapacitet udnyttes, om der køres med tomme lastbiler den ene vej etc. (se delrapport 7). For at undersøge, hvilken indflydelse, disse antagelser har, er der gennemført følsomhedsanalyser for transporten.

Det samlede transportbehov i systemet svarer til ca. 440 MJ/1.000 liter. Heraf udgør transporten ved distribution 147 MJ/1.000 liter.

Hvis den gennemsnitlige transportkapacitet for alle transporter i systemet fordobles, vil det give en samlet besparelse på ca. 220 MJ/1.000 liter.

Hvis transporterne derimod kun er halvt så effektive vil det fordoble transportenergien, og dermed forhøje det samlede energiforbrug med ca. 440 MJ/1.000 liter.

Som det beskrives i delrapport 7, er transporten mellem detailhandel og forbrugerens hjem med personbil ikke medtaget i beregningerne. Energiforbruget fra denne transport kan udgøre op mod 400 MJ/1.000 liter, alt efter, hvordan energien fordeles mellem emballage, produkt, transport af andre produkter og transport af mennesker. Energiforbruget for denne transport antages at være ens for alle emballagesystemerne - en bil bruger ikke mere eller mindre energi om man køber 4 liter øl i flasker eller på dåser.

Kartonbakker

Der er taget udgangspunkt i, at engangsflaskerne distribueres i kartonbakker á 200 gram med plads til 24 flasker. Hvis disse kartonbakker blev genbrugt bare én gang, ville energiforbruget til fremstilling af karton og kasser halveres. Det ville betyde en besparelse på 370 MJ/1.000 liter for det samlede system.
En tilsvarende mængde energi ville kunne tilgodeskrives systemet, ved at medtage materialegenvinding af karton.

Bortskaffelse af etiketter

I systemet tages der udgangspunkt i, at de etiketter, der går med flaskerne retur til Holmegaard aftages her med skyllevand og går til deponi. Hvis man antager, at alle etiketterne forbrændes på forbrændingsanlæg udvikles ca. 23 MJ/1.000 liter.

Udeladelser

I systemafgrænsningen er der foretaget en del afgrænsninger under hensyntagen til omfanget af projektet. Herunder er der ikke medtaget fremstilling af natriumsulfat, anthrasitkul, coboltoxid, sulfosæbe, polyethylenstearat, svovlsyre, hypoklorit m.m. Hjælpestofferne fremgår af bilag 1 i delrapport 1. En grov antagelse for vurdering af energiforbruget til fremstilling af disse hjælpestoffer er at tage udgangspunkt i energiforbruget til fremstilling af soda på ca. 6,5 MJ/kg soda. Den samlede mængde hjælpestoffer udgør ca. 7 kg, hvilket giver et samlet energiforbrug på ca. 46 MJ/1.000 liter.

Det skal dog bemærkes, at emissioner og affaldsprodukter fra disse processer ikke medregnes. De kan indebære væsentlige miljøpåvirkninger.

Samlet vurdering

For alle de ovennævnte vurderinger er der opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder i tabel 8.9. Alle betragtninger er foretaget for det opstillede system for engangsflasker af glas med en returprocent på 90% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i tabel 8.3 med 4.564 MJ/1.000 liter.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent (min 85%, max 98,5%)	- 13 MJ	+ 7 MJ	- 0,3%	+ 0,2%
Flaskevægt	- 280 MJ	+ 842 MJ	- 6%	+ 18%
Diffus forurening		+ 2 MJ		
Affaldsforbrænding		ca. 0 MJ		
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 220 MJ	+ 440 MJ + 400 MJ	- 5%	+ 10% + 9%
Kartonbakker	- 370 MJ		- 8%	
Bortskaffelse af etiketter		+ 23 MJ		+ 0,5%
Udeladelser		+ 46 MJ		+ 1%
Samlet vurdering			- 10%	+ 20%

Tabel 8.9
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport i systemet for engangsflasker af glas til læskedrik med en returprocent på 90%.

Det er ikke muligt at foretage en sammenlægning af de foretagne følsomhedsanalyser, da de forskellige faktorer indbyrdes påvirker hinanden. Tabellen giver en oversigt over, hvilke antagelser og forudsætninger, der har størst indflydelse på det totale energiforbrug.

De væsentligste af de ovennævnte forudsætninger vedrører transportkapaciteten og genbrug eller materialegenvinding af kartonkasserne.

Det vurderes på denne baggrund, at de samlede variationer som -10 ±20% følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen for de 4.564 MJ/1.00 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 4.100-5.500 MJ/1.000 liter.

Det skal understreges, at de ovennævnte forudsætninger og antagelser godt kan have en væsentlig større indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder, end på energiforbruget.

8.4 Nøgletal

8.4.1 Materialeforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste materialeforbrug vist i tabel 8.10.

Materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter			
Materiale		Mængde	Usikkerhed
Flaske	Sand	92,4 kg	5%
	Kalksten	32,6 kg	5%
	Salt	36,5 kg	5%
	Kalk	39,2 kg	5%
	Feldspat	32,6 kg	5%
Etiketter, skruelåg og kasser	Råolie	23,4 kg	25%
	Træ	28,5 kg	25%
Hjælpestoffer	Sæbe	0,5 kg	5%
	Natriumhydroxid (35%)	0,3 kg	5%
	Svovlsyre	0,2 kg	25%
	Kaolin og binder	3,5 kg	25%
	Vand	1,8 m^3	25%
Fremkomne genanvendelige materialer	Skår til andre systemer	194 kg	5%
	Karton til genvinding	12,6 kg	25%
Energifremstilling	Kalk	2,9 kg	50%
	Vand	6,3 m^3	50%
Undgående materialeforbrug	Kalk	1,5 kg	50%
	Vand	4,4 m^3	50%

Tabel 8.10
Materialeforbrug til distribution af 1.000 liter i engangsflasker af glas til læskedrik.

Det samlede materialeforbrug udgør ca. 260 kg samt 8 m^3 vand, hvoraf hovedparten anvendes til fremstilling af flasker, etiketter, skruelåg og kasser, mens en mindre del anvendes som hjælpestoffer og energifremstilling.

Det undgående materialeforbrug repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares, hvis energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

8.4.2 Energiforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste aktuelle energiforbrug vedrørende processer og transport vist i tabel 8.11.

Energiforbrug ved distribution af 1.000 liter	Proces	Transport
Fremstilling af:		
Flasker	2.427 MJ	112 MJ
Etiketter	232 MJ	7 MJ
Skruelåg	413 MJ	17 MJ
Kartonbakker	732 MJ	36 MJ
Krympefolie	97 MJ	4 MJ
Tapning	180 MJ	
Distribution		147 MJ
Forbrug	22 MJ	
Genvinding	14 MJ	110 MJ
Bortskaffelse (transport og forbrænding)	6 MJ	9 MJ
Ialt	4.122 MJ	412 MJ
Total	**4.564 MJ**	

Tabel 8.11
Direkte energiforbrug til distribution af 1.000 liter i engangsflasker til læskedrik.

Beregning af usikkerhed er gennemført i bilag 2. Heraf fremgår det at usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug er 14% eller 4560 MJ $\pm$ 630 MJ.

Betydning af ændringer i systemet er belyst gennem følsomhedsanalyser. Resultatet af disse viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 4.100 MJ og 5.500 MJ.

Valg af allokeringsprincipper har ligeledes betydning for resultatet. I kapitel 4 (tabel 4.3) er foretaget en vurdering, der viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 4419 MJ og 4711 MJ som følge af anvendelse af forskellige allokeringsprincipper.

Energiressourcer

Forbruget af primære energiressourcer er beregnet på grundlag af det direkte energiforbrug.

Såfremt energiindholdet fra forbrænding udnyttes maksimalt vil forbruget af ressourcer, som er anført i tabel 8.12, kunne reduceres med de mængder, der er anført under "undgåede energiressourcer".

Primære energiressourcer	Forbrug pr. 1.000 liter dist.	
	Forbrug	Undgåede energiress.
Stenkul	70 kg	66 kg
Brunkul	16,4 kg	0,8 kg
Råolie	41 kg	2,0 kg
Gas	90,0 Nm^3	1,0 Nm^3
Uran	0,97 gram	0,05 gram
Potentielt energiindhold i vand	85 MJ	3,4 MJ
Træ i skove	0,87 kg	0,68 kg

Tabel 8.12
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for engangsflasker af glas til distribution af 1.000 liter læskedrik.

Usikkerheden på opgørelserne af primære energiressourcer skønnes at være omkring 50%.

8.4.3 Emissioner og affald

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste emissioner og affaldsmængder vist i tabel 8.13.

Det har ikke været muligt at beregne usikkerheden på emissioner. Da et væsentligt bidrag til emissioner stammer fra primær energiproduktion, hvor usikkerheden er i størrelsesordenen 50%, vil usikkerheden på bestemmelse af de samlede emissioner ligge i størrelsesordenen 50-100%.

Emissioner pr. 1.000 liter dist.	Fremkommet	Undgåede emissioner
Luft		
Partikler	771 gram	229 gram
Kuldioxid	529 kg	110 kg
Kulbrinter (methan + NMVOC)	1.889 gram	487 gram
Svovldioxid	2.668 gram	465 gram
Nitrogenoxider	1.941 gram	284 gram
Organiske stoffer	202 gram	2,9 gram
Radioaktivitet	84.578 kBq	4.561 kBq
Vand		
Opløste stoffer	202 gram	3 gram
BOD	36 gram	0,02 gram
COD	305 gram	0,5 gram
Olie	41 gram	1,8 gram
Radioaktivitet	778 kBq	42 kBq
Affald		
Emballager i naturen	10,7 kg	-
Emballager til affaldsforbrænd.	50,2 kg	-
Emballager til deponi	17,2 kg	-
Industriaffald	35,7 kg	25,5 kg
Miljøfarligt affald	0,31 kg	0,017 kg
Radioaktivt affald	0,1 liter	0,006 liter
Uspecificeret affald	1,11 kg	-

Tabel 8.13
Emissioner og affald ved distribution af 1.000 liter læskedrik i engangsflasker af glas.

9 Dåser af aluminium

9.1 Introduktion

I dette kapitel beskrives et retursystem for aluminiumsdåser med materialegenvinding til distribution af øl og læskedrik. Det opstillede system kan udgøre et muligt alternativ til det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige glasflasker.

Det opstillede system vil i høj grad være baseret på erfaringer fra det eksisterende svenske pant- og retursystem for aluminiumsdåser til øl.

Det antages, at denne emballage kan anvendes dels som emballage til øl og dels som emballage til læskedrik. I kortlægningen er medtaget dåser af størrelsen 33 cl og 50 cl.

Systemets opbygning, foretagne antagelser og afgrænsninger beskrives og der redegøres for materiale- og energiforbrug, emissioner til vand og luft samt affald.

9.1.1 Systembeskrivelse

Materialeflow

Det generelle materialeflow i aluminiumsdåsens livscyklus er opdelt i de 8 trin, der er illustreret i figur 9.1.

Udvindingen og forarbejdning indbefatter udvinding af råmaterialer samt bearbejdning til aluminiumoxid.

Fremstilling af materialer omfatter produktion af aluminium ud fra aluminiumoxid, samt bearbejdning til aluminiumbånd.

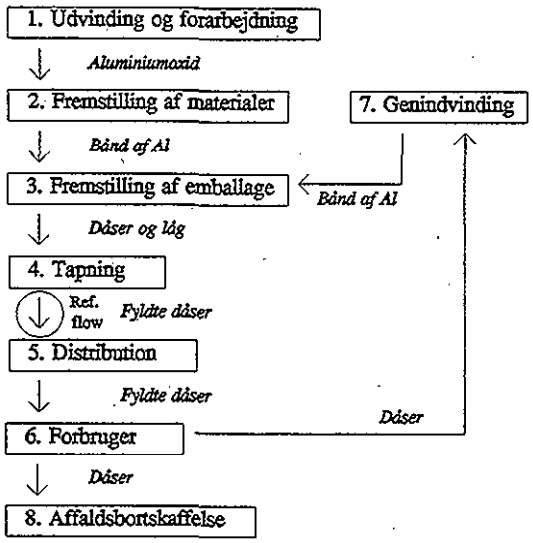
Dåser og låg fremstilles ud fra aluminiumbånd under fremstilling af emballager. Under emballagefremstillingen sker en overfladebehandling af dåserne. Det antages, at et dansk system vil være baseret på dåseproduktion og oparbejdning af dåser i Sverige.

Ved tapningen påfyldes dåserne, og låget sættes på. De fyldte dåser distribueres til forbrugeren via depot og detailhandel.

Der tages i beregningerne udgangspunkt i opstilling af massebalancer for distribution af 1.000 liter produkt. Referenceflowet er angivet med en ring i figur 9.1.

I det opstillede retursystem forudsættes det, at dåserne indsamles gennem en pantordning.

Indsamlingsordningen for aluminiumsdåser opstilles som det eksisterende retursystem i Sverige.



Figur 9.1
Aluminiumsdåsens livscyklus.

Genvinding omfatter returnering af dåserne, oparbejdning af dåserne, omsmeltning og valsning til aluminiumbånd, der indgår i emballagefremstillingen.

Aluminium fremstillet af nye råmaterialer betegnes primært aluminium, mens sekundært aluminium er fremstillet ud fra genvundet materiale.

Som det fremgår af figur 9.1, er det opstillede system for aluminiumsdåser karakteriseret ved returnering og materialegenvinding af de brugte dåser.

Retursystem

Dåser som emballage til øl og læskedrikke er ikke godkendt i Danmark i dag. Der tages udgangspunkt i, at et eventuelt dansk retursystem for aluminiumsdåser vil være baseret på indsamling og materialegenvinding af dåserne til fremstilling af nye dåser.

Levnedsmiddelstyrelsen (pers. komm. T. Berg, 1993) mener ikke, at der er noget i vejen for at benytte indsamlede aluminiumsdåser til fremstilling af nye dåser, som i Sverige. Den danske lovgivning giver ikke belæg for at forhindre brug af genanvendte metaller som emballage til levnedsmidler, under forudsætning af, at producenten i øvrigt lever op til de krav, som i øvrigt gælder på området (ingen afsmitning til levnedsmidlet, hverken smag, farve etc.).

Returprocent

I det svenske retursystem returneredes 84,9% af dåserne i 1991. I 1992 var returprocenten oppe på 86,5, og det officielle mål er 90% i 1993. De 90% er nok mere realistisk for 1994, mens der for 1993 forventes en returprocent på omkring 88%. (Pers. komm. Andersson, Returpack, marts 1993).

Der er i dette studie taget udgangspunkt i en returprocent på 90, se figur 9.2. Det forudsættes, at der opstilles et tilstrækkeligt antal dåseautomater, så denne returprocent kan opnås.

Emballage

Der tages udgangspunkt i en 33 cl dåse, da det giver et rimeligt sammenligningsgrundlag til det danske returflaskesystem at basere beregningerne på tilnærmelsesvis samme emballagevolumen. Dåsen vejer i gennemsnit ca. 11,25 g, og låget 3,75 g, i alt 15,00 g. (PLM Fosie, 1993).

PLM Fosie har oplyst (Pers. komm. G. Nylin, 1993), at 95% af dåserne på det svenske marked har et volumen på 50 cl. Som en konsekvens af dette foretages ligeledes beregninger for denne dåsestørrelse, - dog forudsættes det, at den eneste ændring i forhold til systemet med 33 cl dåser er volumen og vægt af dåsen. En dåse på 50 cl vejer 15,00 g og låget vejer 3,75 g, i alt 18,75 g.

Dåsens låg er udstyret med de såkaldte "flip pull"-åbninger. Når dåsen åbnes, forbliver "flip" og ring på dåsen, og bliver ikke kasseret som med andre åbningstyper.

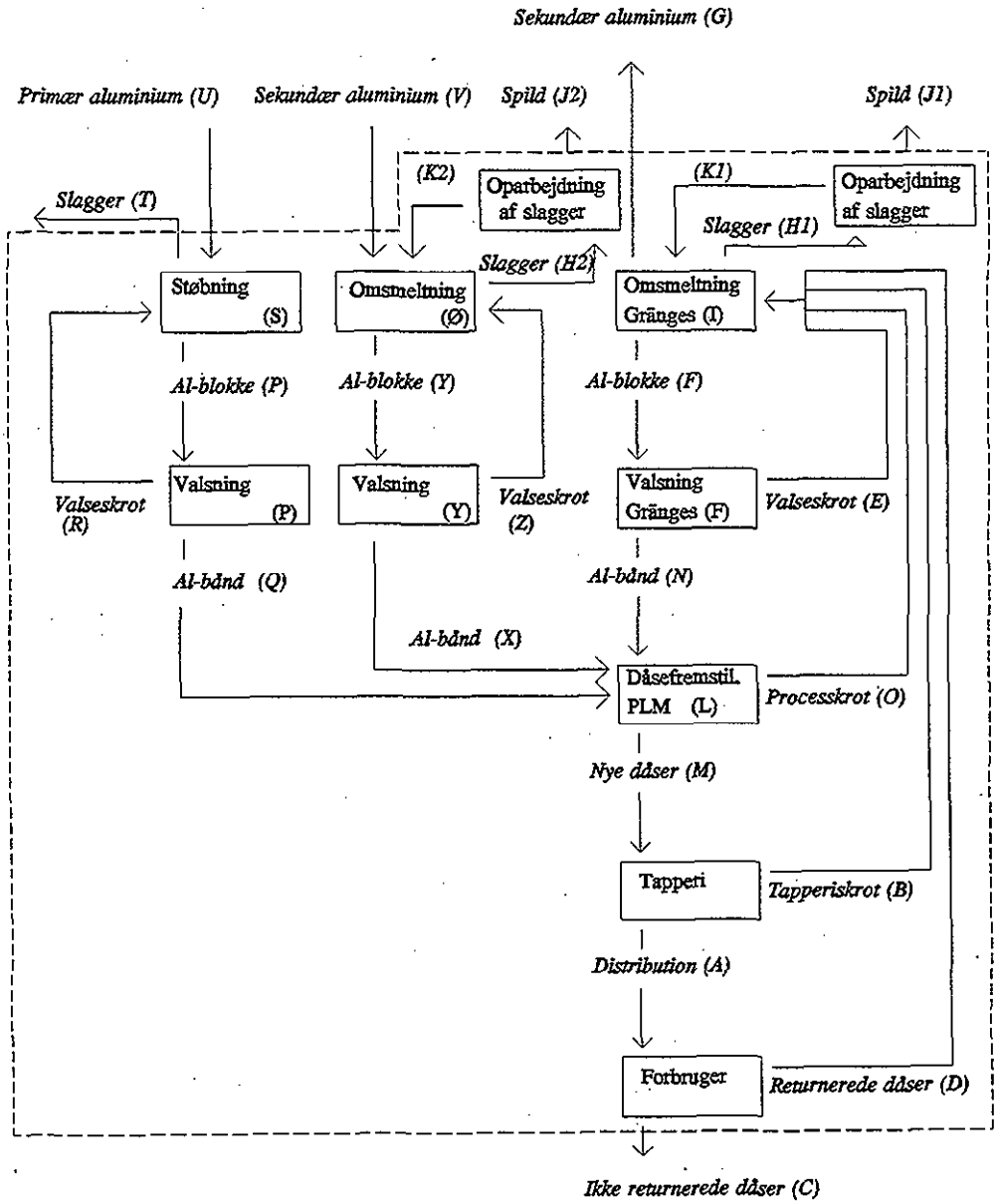
Det forudsættes, at dåserne emballeres med Hi-cone i kartonbakker. Hi-cone er den transportemballage, der i dag er mest anvendt (pers. komm. Rudbeck, Tuborg, 1993). Hi-cone er den plast, der pakkes om halsen på 6 dåser, og er formet som 3 sammenhængende 8-taller. Der anvendes 1,7 kg LDPE og 1,1 kg LDPE til pakning af 1.000 liter i hhv. 33 cl dåser og 50 cl dåser. En kartonbakke vejer 200 gram, hvilket svarer til at der skal anvendes 25,3 kg og 16,7 kg karton til distribution af 1.000 liter i hhv. 33 cl og 50 cl dåser.

Hi-cone forudsættes fremstillet ud fra primære råmaterialer. Kartonbakkerne fremstilles ud fra både genbrugsmateriale og primære råmaterialer. Det antages, at Hi-cone og kartonbakkerne bortskaffes med dagrenovationen.

Massebalance for Al

Med udgangspunkt i distribution af 1.000 liter øl eller læskedrik, opstilles massebalancerne for aluminium i et aluminiumsdåsesystem, baseret på data fra det eksisterende svenske system. Der er taget udgangspunkt i materialebalancer, opstillet af Lindhqvist (1987), og de anvendte data er opdateret i følge data fra Tillman et al. (1991), BUWAL (1990) samt personlig kommunikation med G. Nylin fra PLM Fosie (1993) og L. Knutsson fra Gränges (1993).

En oversigt over aluminiumflow i det opstillede system for dåser fremgår af figur 9.2. I det følgende redegøres der for forudsætningerne for de opstillede massebalancer, idet der henvises til strømmene i figur 9.2 ved anvendelse af bogstaver i parentes.



Figur 9.2
Flow i aluminiumsdåsesystemet med materialegenvinding.

Der tages udgangspunkt i produktion af nye dåser til distribution af 1.000 liter øl (A). Dåsens vægt og volumen afgør størrelsen af A.

Det opstillede system er baseret på følgende forudsætninger:

Ved tapning spildes en del dåser (B) på grund af vanskeligheder i processerne og ved skift mellem forskellige produkter (Carlsberg, 1993). M er den mængde, der modtages på tapperiet. (B udgør 2,2% af M, mens A udgør de resterende 97,8% af M).

Returprocenten fra forbrugeren er 90%. De returnerede dåser (D) transporteres til materialegenvinding. De øvrige dåser (C) kasseres via dagrenovation og diffus forurening. For de kasserede dåser antages det, at 80% ender i dagrenovation og 20% som diffus forurening i naturen og offentlige områder.

Skrot fra tapperiet (B), og returnerede dåser fra forbrugeren (D), samt valseskrot (E) og processkrot (O) transporteres til omsmeltning på Gränges AB i Finspång. Endvidere tilføres genvundet aluminium fra oparbejdning af slagger (K1).

Fra omsmeltningen (I) kasseres slagger (H1), som udgør ca. 7,2% af (I) (Pers. kommentar, Knutson 1993). Disse slagger sendes til Norge, hvor 50% af aluminiumindholdet genvindes (K1) og sendes retur til Gränges. Det resterende aluminium må betragtes som værende tab i aluminiumsdåsesystemet (J1).

Det omsmelte aluminium føres som blokke (F) til valsning, hvorfra aluminiumbånd (N) går til dåseproduktion og en rest valseskrot (E) returneres til omsmeltning. Andel valseskrot angives af Tilmann et al. (1991) til 25-30%, mens BUWAL (1990) angiver et spild på ca. 35%. L. Knutsson angiver et processpild på 27% ved valsning af aluminiumbånd, hvilket der her tages udgangspunkt i. E udgør altså 27% af den tilførte mængde aluminiumbånd til valseværket, mens (N) udgør de resterende 73%. Det antages, at dette forhold gælder uanset, om valsningen foregår i Sverige eller i udlandet.

Af det omsmeltede aluminium, valses en del på Gränges i Sverige (80%) og en del i udlandet (20%). Disse data anvendes under transportberegningerne.

Ved produktion af nye dåser, opstår der processkrot (O) ved udskæring og forarbejdning. Dette processkrot udgør 23,3% af tilført mængde aluminiumbånd (L), mens færdige, godkendte dåser udgør 76,7% (PLM Fosie, 1993).

Hele systemet tilføres nyt aluminium udefra i form af primær aluminium (U) og sekundær aluminium (V) (pers. komm. L. Knuttson, 1993). Aluminium fremstillet ud fra nye råmaterialer kaldes primær aluminium, mens sekundært aluminium er fremstillet ud fra genindvundet materiale. Dåsernes låg skal fremstilles af bånd af 75% sekundær aluminium (Pers. komm. A Linde, PLM Fosie, 1993). Dåsens krop fremstilles af den sekundære aluminium, der returneres i systemet.

Der foretages følsomhedsanalyse af betydningen af andelen af primær aluminium i lågene, se afsnit 9.3.5.

Den tilførte mængde aluminium fra andre systemer genindvindes til sekundært aluminium i systemet. Ved stor andel af primær aluminium i lågene opstår der overskud af sekundær aluminium i systemet (G). Denne mængde overskydende aluminium er af en god kvalitet, der kan benyttes til fremstilling af andre aluminiumprodukter.

Den tilførte primære aluminium blandes med skrot fra valsning (R) og den samlede mængde (S) udstøbes.

Ved udstøbningen opstår en meget lille andel slagger (T), mens hovedparten bliver ført som aluminiumblokke (P) til valsningen.

Valsningen giver 73% aluminiumbånd (Q) og 27% valseskrot (R).

Tilført sekundær aluminium omsmeltes og valses i et system, der er parallelt med systemet for intern sekundær aluminium.

Således udgør den omsmeltede mængde (Ø) summen af tilført sekundær aluminium (V), valseskrot (Z) og genvundet aluminium fra oparbejdning af slagger (K2).

Fra omsmeltningen af Ø opstår slagger (H2) som udgør 7,2% af Ø.

Oparbejdningen af disse slagger giver 50% genvundet aluminium (K2) og 50% spild (J2).

Aluminiumblokke (Y) fra omsmeltningen valses, hvorved der opstår 73% aluminiumbånd (X) og 23% valseskrot (Z).

Ud fra disse antagelser opstilles en materialebalance i tabel 1 for aluminiumsdåsesystem for 33 cl og 50 cl dåser. Som det ses, er de anvendte mængder aluminium mindst for 50 cl dåser.

Materialestrøm	33 cl dåser kg/1.000 l.	50 cl dåser kg /1.000 l.
A. Distribueret dåsemængde	45,5	37,5
B. Tapperiskrot	1,0	0,8
C. Kasserede dåser fra forbrugeren	4,5	3,8
D. Returnerede dåser fra forbrugeren	40,9	33,8
E. Valseskrot	19,7	16,2
F. Al.-blokke fra omsmeltning til valsning	72,9	60,1
G. Sekundært aluminium (overskud)	0	0
H1. Slagger fra omsmeltning i systemet	5,6	4,7
H2. Slagger fra omsmeltning af import sek. aluminium	0,4	0,4
I. Omsmeltet aluminium i alt	78,6	64,8
J1. Spild efter oparbejdning af slagger i systemet	2,8	2,3
J2. Spild fra oparb. af slagger fra import sek. Al	0,2	0,2
K1. Al udvundet efter oparbejdning af slagger i system	2,8	2,3
K2. Al udvundet af slagger fra imp. sek aluminium	0,2	0,2
L. Aluminiumbånd til dåsefremstilling	60,6	50,0
M. Produktion af nye dåser	46,5	38,3
N. Aluminiumbånd til fremst., sekundært Al	53,2	43,9
O. Processkrot fra dåsefremstilling	14,1	11,7
P. Valsning af primært Al	5,2	3,4
Q. Primært aluminiumbånd til dåsefremstilling	3,8	2,5
R. Valseskrot fra valsning af primært aluminium	1,4	0,9
S. Støbt mængde primær aluminium	5,2	3,4
T. Slagger fra støbning af primært aluminium	0	0
U. primært aluminium til låg (ind)	3,8	2,5
V. Sekundær aluminium til låg (ind)	3,8	3,8
X. Sekundær aluminiumbånd til fremstilling af låg	3,6	3,6
Y. Sekundær aluminiumblokke til valsning (ind)	4,9	4,9
Z. Skrot fra valsning af sekundær Al (ind)	1,3	1,3
Ø. Omsmeltning af sek Al ind	5,3	5,3

Tabel 9.1
Massebalance for aluminium i systemerne for 33 cl og 50 cl aluminiumsdåser med materialegenvinding. Bogstaverne henviser til materialestrømmene i figur 9.2.

9.1.2 Forudsætninger

Datagrundlag

Data er, så vidt det har været muligt, baseret på stedsspecifikke data, som er vurderet at være relevante for et eventuelt fremtidigt aluminiumsdåsesystem i Danmark.

Det har ikke været muligt at fremskaffe processpecifikke data for 1. og 2. trin i aluminiums livscyklus: Fremstilling af råvarer og fremstilling af materialer. Processerne forgår i Australien, Brasilien m.m., og der er derfor taget udgangspunkt i generelle data fra litteraturen.

For emballageproduktionen er der taget udgangspunkt i data fra Sveriges største aluminiumsdåseproducent, PLM Fosie i Malmö.

For tapning af dåserne er der taget udgangspunkt i data fra Carlsberg (1993) fra den eksisterende tapning af dåser til eksport.

Distribution af dåserne fra tapperiet til forbrugeren antages ikke at være væsentligt forskelligt fra det danske returflaskesystem.

Returnering af tomme dåser antages at foregå som i Sverige med indsamlingsautomater i forretningerne.

Genvinding af aluminiumsdåser omfatter transport fra detailled til oparbejdning, omsmeltning til sekundær aluminium og valsning på Gränges' omsmeltningsværk i Finspång. Gränges AB er hovedleverandør af aluminium til dåsefremstillingen på PLM Fosie, og der er derfor taget udgangspunkt i data fra disse produktioner.

Teknologiniveauet tager udgangspunkt i den nuværende svenske produktion.

9.1.3 Afgrænsninger

Råmaterialer

Der er taget udgangspunkt i, at primær aluminium produceres ud fra råstoffet bauxit.

Hjælpestoffer

Af hjælpestoffer i aluminiumproduktionen er: natriumhydroxid NaOH), kalk (CaO), anodemateriale, aluminiumfluorid (AlF_3), kryolit (Na_3AlF_6) og flusspat (CaF_2).

I dette studie medtages produktion af hjælpestoffer principielt ikke, hverken med energiforbrug eller emissioner.

Der er foretaget en undtagelse på dette punkt. Under "Fremstilling af materialer" er fremstilling af hjælpestofferne: natriumhydroxid, kalk, anodemateriale og aluminiumfluorid medtaget. Desuden er udvinding af råmaterialer medtaget for natriumhydroxid og kalk.

Denne inkludering betyder ca. 3,5% af det samlede energiforbrug, hvilket ligger inden for usikkerhederne på de anvendte data, og det vurderes derfor, at inkluderingen af disse hjælpestoffer er uden betydning for de samlede resultater.

Ved at medtage fremstilling af ovennævnte materialer muliggøres en direkte sammenligning med andre miljøvurderinger, som fx. Sundström (1990), Tillman et al. (1991) samt BUWAL (1990). I de to sidstnævnte referencer er produktion af råvarer til fremstilling af aluminiumfluorid endvidere medtaget, men dette er af ubetydelig størrelsesorden både hvad angår energi og emissioner.

Biprodukter

Ved fremstilling af natriumhydroxid (NaOH) under "Fremstilling af råvarer" fremstilles endvidere chlor (Cl_2) og hydrogen (H_2). Da salgsværdien af chlor er lav i forhold til natriumhydroxid, er det ikke sandsynligt at det vil blive produceret separat (Nord 1992:9). I dette studie er natriumhydroxid tildelt hele energiforbruget samt emissionerne fra processen, som i Tillman et al. (1991).

Affaldsbortskaffelse

Der er ikke medtaget transport i forbindelse med forbrugerens kassation af dåser i naturen, og heller ikke en eventuel transport i forbindelse med kommunal indsamling af dåser fra offentlige områder i forbindelse med øvrig affaldsfjernelse.

9.2 Resultater

I dette afsnit anføres resultaterne af kortlægningen af retursystemet for aluminiumsdåser. De anførte resultater er baseret på delrapport 3, der indeholder detaljerede procesbeskrivelser samt opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for de enkelte livscyklustrin.

Resultaterne er opstillet for hele livscyklus og opdelt i materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

Opgørelsen er foretaget for dåser med et indhold på 33 cl og 50 cl. Det er forudsat, at returprocenten for aluminiumsdåsesystemet er 90%.

9.2.1 Materialer

Det samlede materialeforbrug til distribution af 1.000 liter produkt i aluminiumsdåser på henholdsvis 33 og 50 cl er opgjort for hele livscyklus.

Materialeforbruget er opdelt, således at materialeforbruget til selve dåsen af aluminium er opgjort for sig og materialeforbruget til lak, trykfarver, kartonkasser og Hi-Cone for sig.

Dertil kommer materialeforbrug vedrørende primær energiproduktion, som dels omfatter materialer, der indgår i selve energifremstillingen, men også materialer til bygninger, procesudstyr m.v. relateret til energifremstillingen.

Ved affaldsforbrænding udvikles en vis energimængde. Såfremt denne energi udnyttes maksimalt til kraft/varme-produktion kan der spares energi og dermed også materialer. De anførte materialeforbrug under "undgående materialeforbrug" repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares.

33 cl dåser

Opgørelsen af materialeforbruget for 33 cl aluminiumsdåser er vist i tabel 9.2.

Dåseproduktion

Til distribution af 1.000 liter øl eller læskedrikke skal der fremstilles 45,5 kg dåser. Hertil medgår indsamlet, oparbejdet aluminium samt supplerende materiale, der svarer til et forbrug af bauxit på 27,3 kg.

Den samlede mængde nye hjælpematerialer til fremstilling af aluminiumsdåser er 7,6 kg samt 0,8 m^3 vand. For den mængde sekundært aluminium, som anvendes i systemet, medtages 50% af materialeforbrugene fra den primære produktion jf. de anvendte allokeringsprincipper.

Hi-Cone og kartonbakker

Råolie danner basis for fremstilling af polyethylen som anvendes til Hi-Cone. Dåserne emballeres endvidere i kartonbakker, hvor råmaterialerne er træ og returpapir samt hjælpematerialer. Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve på dåserne er ikke medtaget.

Det samlede forbrug af råmaterialer til Hi-Cone og kartonbakker udgør 38 kg, hvoraf den væsentligste del er træ og returpapir.

Det samlede forbrug af hjælpematerialer til Hi-Cone og kartonbakker udgør 3 kg samt 0,7 m^3 vand.

Energifremstilling

Forbruget af materialer til energifremstilling omfatter hjælpematerialer til energiproduktionsprocesser og til renseprocesser (fx. røggasrensning) samt materialer til fremstilling af bygninger og produktionsudstyr. De grundliggende data gør det ikke muligt at foretage en klar skelnen, - se delrapport 7. I de videre vurderinger af materialeforbruget vil kun blive medtaget forbruget af kalk og vand.

Ud- og indgående strømme

Der anvendes sekundært aluminium, som er blevet udvundet til andre formål, - i alt 3,8 kg. Der er indregnet 50% af miljøbelastningen fra udvinding af dette aluminium i materialeopgørelsen jf. allokeringsmetoden, som beskrevet i kapitel 4.

Derudover indsamles 12,6 kg kartonbakker pr. 1.000 liter distribueret øl og læskedrik. Dette karton kan genvindes og anvendes til produktion af andre produkter.

Materialeforbrug for 33 cl aluminiumsdåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer				Undgåede materiale-forbrug
		Dåser	Øvrige emballager	Energi-fremstilling	SUM	
Råmaterialer						
Bauxit	gram	27.332		143	27.475	-6,1
Aluminium (sekundært fra andre systemer)	gram	3.777			3.777	
Træ	gram		20.202		20.202	
Returpapir	gram		14.217		14.217	
Råolie	gram		3.277		3.277	
Hjælpematerialer						
Kalksten	gram	499		2.193	2.692	-886
Kalk	gram	210	66		275	
Stensalt	gram	1.788		28	1.816	-12
Anodemateriale	gram	2.441			2.441	
Al.-fluorid	gram	102			102	
Valseolie	gram	926			926	
Compound	gram	164			164	
Opløsningsm.	gram	81			81	
Hypochlorit	gram	45			45	
Feldspat	gram	503			503	
Flusmiddel	gram	629			629	
Chlor	gram		98		98	
Svovlsyre	gram		116		116	
Natriumsulfat	gram		51		51	
Natriumchlorat	gram		116		116	
Natriumhydroxid	gram	252	189		441	
Ilt	gram		104		104	
Peroxid	gram		15		15	
Svovldioxid	gram		71		71	
Kaolin, stivelse mm	gram		2.222		2.222	
Hydrogen	gram		3		3	
Hjælpestoffer, ikke specificeret	gram		7		7	
Jernmalm	gram			727	727	-178
Vand	liter	827	682	4.570	6.079	-2.544
Fremkomne, genanvendelige materialer						
Karton (fra bakker)	gram		12.626		12.626	

Tabel 9.2
Resultater for materialeforbrug for 33 cl aluminiumsdåser.

50 cl dåser

Opgørelse af materialeforbruget for 50 cl aluminiumsdåser er vist i tabel 9.3.

Dåseproduktion

Til distribution af 1.000 liter øl eller læskedrikke skal der fremstilles 37,5 kg dåser. Hertil medgår indsamlet, oparbejdet aluminium samt supplerende materiale, der svarer til et forbrug af bauxit på 21,1 kg.

Den samlede mængde nye hjælpematerialer til fremstilling af aluminiumsdåser er 5,9 kg samt 0,5 m^3 vand.

Hi-Cone og kartonbakker

Råolie danner basis for fremstilling af polyethylen som anvendes til Hi-Cone. Dåserne emballeres endvidere i kartonbakker, hvor råmaterialerne er træ og returpapir samt hjælpematerialer.

Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve på dåserne er ikke medtaget.

Det samlede forbrug af råmaterialer til Hi-Cone og kartonbakker udgør 25 kg, hvoraf den væsentligste del er træ og returpapir.

Det samlede forbrug af hjælpematerialer til Hi-Cone og kartonbakker udgør 2 kg samt 0,5 m^3 vand.

Ud- og indgående strømme

Der anvendes sekundært aluminium, som er blevet udvundet til andre formål, - i alt 3,8 kg. Der er indregnet 50% af miljøbelastningen fra udvinding af dette aluminium i materialeopgørelsen jf. allokeringsmetoden, som beskrevet i kapitel 4.

Derudover indsamles 8,33 kg kartonbakker pr. 1.000 liter distribueret øl eller læskedrik. Dette karton kan genvindes og anvendes til produktion af andre produkter.

Materialeforbrug for 50 cl aluminiumsdåser pr 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede materiale-forbrug
		Dåser	Øvrige emballa-ger			
Råmaterialer						
Bauxit	gram	21.124		103	21.227	-4,3
Aluminium (sekundært fra andre systemer)	gram	3.774			3.774	
Træ	gram		13.333		13.333	
Returpapir	gram		9.383		9.383	
Råolie	gram		2.163		2.163	
Hjælpematerialer						
Kalksten	gram	386		1.668	2.054	-626
Kalk	gram	173	43		216	
Stensalt	gram	1.382		21	1.403	-9
Anodemateriale	gram	1.886			1.886	
Al.-fluorid	gram	79			79	
Valseolie	gram	694			694	
Compound	gram	108			108	
Opløsningsm.	gram	53			53	
Hypochlorit	gram	30			30	
Feldspat	gram	415			415	
Flusmiddel	gram	519			519	
Chlor	gram		65		65	
Svovlsyre	gram		77		77	
Natriumsulfat	gram		33		33	
Natriumchlorat	gram		77		77	
Natriumhydroxid	gram	208	125		333	
Ilt	gram		68		68	
Peroxid	gram		10		10	
Svovldioxid	gram		47		47	
Kaolin, stivelse mm	gram		1.467		1.467	
Hydrogen	gram		2		2	
Hjælpestoffer, ikke specificeret	gram		4		4	
Jernmalm	gram			540	540	-134
Vand	liter	544	450	3.466	4.460	-1.799
Fremkomne, genanvendelige materialer						
Karton	gram		8.333		8.333	

Tabel 9.3
Resultater for materialeforbrug for 50 cl aluminiumsdåser.

9.2.2 Energi

Energiforbruget er opgjort som det direkte energiforbrug i form af energi til processer og transport.

Det direkte energiforbrug er derefter omregnet til forbrug af primære energikilder.

Principperne for opgørelse af primær energi er beskrevet i delrapport 7.

Direkte energiforbrug

Det samlede direkte energiforbrug for processer og transport opdelt på de enkelte trin er vist i tabel 9.4 for 33 cl dåser og i tabel 9.5 for 50 cl dåser.

Den energimængde, der udvikles ved affaldsforbrænding er medtaget og modregnet i opgørelse af det direkte energiforbrug.

Energiforbrug for 33 cl aluminiumsdåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Procent
		Dåser	Øvrige emballager		%
Råvarefremstilling	MJ	147,7		24,5	5,8
Materialer	MJ	671,1		5,8	22,7
Dåsefremstilling	MJ	604,0		1,3	20,3
Tapning	MJ	55,0			1,8
Distribution	MJ			13,7	0,5
Forbrug	MJ	0,6		0,0	0,0
Genvinding	MJ	680,0		34,8	24,0
Bortskaffelse	MJ	-89,0		1,2	-2,9
Lak	MJ			6,4	0,2
Trykfarve	MJ			0,2	0,0
Kartonbakker	MJ		732,3	27,7	25,5
Hi-Cone	MJ		49,5	2,3	1,7
Distribution (øvrige materialer)	MJ			11,1	0,4
SUM	MJ	2.069,4	781,8	129,0	100
SUM i alt	MJ	2.980,2			

Tabel 9.4
Direkte energiforbrug for 33 cl aluminiumsdåser.

Energiforbrug for 50 cl aluminiumsdåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Procent
		Dåser	Øvrige emballager		%
Råvarefremstilling	MJ	114,2		19,0	5,6
Materialer	MJ	561,4		4,2	25,4
Dåsefremstilling	MJ	398,0		1,1	17,9
Tapning	MJ	55,0			2,5
Distribution	MJ			11,3	0,5
Forbrug	MJ	0,5		0,0	0,0
Genvinding	MJ	561,3		28,7	26,4
Bortskaffelse	MJ	-73,4		1,0	-3,2
Lak	MJ			5,0	0,2
Trykfarve	MJ			0,2	0,0
Kartonbakker	MJ		483,3	18,3	22,5
Hi-Cone	MJ		32,7	1,5	1,5
Distribution (øvrige materialer)	MJ			7,7	0,3
SUM	MJ	1.617,0	516,0	97,9	100
SUM i alt	MJ	5.211,1			

Tabel 9.5
Direkte energiforbrug for 50 cl aluminiumsdåser.

Energiforbruget ved tapning og distribution er relativt usikkert bestemt, men har ingen væsentlig indflydelse på det samlede resultat.

Der gennemført en samlet beregning af usikkerheden på det direkte energiforbrug. Dette er vist i bilag 2 og resultatet er vist under nøgletal i afsnit 9.4.

Energiressourcer

Der er foretaget en omregning af det direkte energiforbrug til primære energiressourcer.

I tabel 9.6 og 9.7 er vist tabeller over de energityper (kul, olie, el), der anvendes for det samlede energiforbrug til processer og transport.

Endvidere er den mængde energi, der er bundet i materialerne, opgjort. Energiindholdet er bestemt ud fra nedre brændværdi for de respektive materialer.

En del af den energimængde, der er bundet i materialerne, vil blive frigjort ved forbrænding.

Energiforbrug fordelt på energityper for 33 cl alumini-umsdåser pr. 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport	MJ	93,9
Svær fuelolie til transport	MJ	24,9
Fuelolie (kedelanlæg)	MJ	171,2
Naturgas og propan	MJ	401,4
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	306,5
El i Danmark	MJ	55,6
El i Sverige	MJ	877,9
El i Europa	MJ	122,1
El i Verden	MJ	22,9
Uspecificeret	MJ	523,6
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**2.600,1**
Energiindhold i materialer	MJ	692,8
Forbrænding	MJ	-312,7,0
SUM	MJ	**2.980,2**

Tabel 9.6
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for 33 cl aluminiumsdåser.

Energiforbrug fordelt på energityper for 50 cl aluminiumsdåser pr. 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport	MJ	70,2
Svær fuelolie til transport	MJ	19,3
Fuelolie (kedelanlæg)	MJ	132,3
Naturgas og propan	MJ	284,5
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	236,9
El i Danmark	MJ	55,5
El i Sverige	MJ	677,7
El i Europa	MJ	82,9
El i Verden	MJ	17,7
Uspecificeret	MJ	353,8
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**1.931,2**
Energiindhold i materialer	MJ	521,2
Forbrænding	MJ	-221,1
SUM	MJ	**2.230,9**

Tabel 9.7
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for 50 cl aluminiumsdåser.

De primære energikilder, der anvendes til fremstilling af elektricitet, afhænger af, hvor elektriciteten fremstilles (hvilket land/område).

Betegnelsen "uspecificeret" i tabel 9.6. og 9.7 omfatter det energiforbrug, som det ikke har været muligt at få oplyst energitypen for.

For det uspecificerede energiforbrug er der som grundlag for omregning til primær energi anvendt Vesteuropæisk gennemsnitlig energiproduktion.

I tabel 9.8 og 9.9 er vist opgørelser af de samlede primære energiressourcer for 33 cl og 50 cl aluminiumsdåser ved distribution af 1.000 liter.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for 33 cl aluminiumsdåser pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energiressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm^3	1,126	-0,056
Naturgas	Nm^3	20,527	-0,358
Minegas (fra kulminer)	kg	0,227	-0,264
Råolie	kg	23,163	-1,159
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	12,649	-0,447
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	32,725	-38,525
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	3,730	-0,0306
Potentielt energiindhold i vand	MJ	1.101,2	-2,005
Træ i skove (tørvægt)	kg	0,404	-0,395

Tabel 9.8
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for 33 cl aluminiumsdåser.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for 50 cl aluminiumsdåser pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energiressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm^3	0,813	-0,040
Naturgas	Nm^3	14,442	-0,253
Minegas (fra kulminer)	kg	0,178	-0,187
Råolie	kg	16,723	-0,820
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	8,932	-0,316
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	25,671	-27,236
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	2,828	-0,0216
Potentielt energiindhold i vand	MJ	846,6	-1,418
Træ i skove (tørvægt)	kg	0,312	-0,279

Tabel 9.9
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for 50 cl aluminiumsdåser.

De energiressourcer, der er anført i kolonnen under "undgåede energiressourcer", er den mængde ressourcer, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt til kraft/varme-produktion.

9.2.3 Emissioner til luft

I det følgende er opgjort emissioner til luft. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer, transport samt på energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra energiproduktionen henvises til delrapport 7.

Resultaterne fra opgørelse af emissioner til luft er vist i tabel 9.10 for 33 cl dåser og i tabel 9.11 for 50 cl dåser.

Emissioner til luft for 33 cl aluminiumsdåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Energi-fremstil-ling	SUM	Undgåede emissio-ner
		Dåser	Øvrige emballa-ger				
Partikler, støv	gram	219,62	37,24	10,98	268,7	536,6	-133,8
Kuldioxid, CO_2	gram			8.754	169.998	177.752	-64.354
Nitrogenoxider, NO_x	gram	17,03	88,48	140,09	355,3	600,8	-166,1
Svovldioxid, SO_2	gram	63,33	203,58	49,67	1.117,5	1.434,0	-271,8
Methan, CH_4	gram				435,0	435,0	-271,7
Flygtige organiske forb. (- methan), NMVOC	gram	127,10	135,47	29,75	198,4	490,7	-12,8
Cadmium, Cd	gram				0,02030	0,02030	-0,00047
Kviksølv, Hg	gram		0,000177		0,00286	0,00304	-0,00242
Bly, Pb	gram				0,05504	0,05504	-0,01340
Radioaktive emiss. total	kBq				326.913	326.913	-2.663

Tabel 9.10
Emissioner til luft fra 33 cl aluminiumsdåser.

Emissioner til luft for 50 cl aluminiumsdåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Energi-fremstil-ling	SUM	Undgåede emissio-ner
		Dåser	Øvrige emballa-ger				
Partikler, støv	gram	170,80	24,58	8,42	203,4	407,2	-94,6
Kuldioxid, CO_2	gram			6.602	123.952	130.554	-45.497
Nitrogenoxider, NO_x	gram	13,16	58,39	106,08	263,4	441,1	-1117,4
Svovldioxid, SO_2	gram	48,96	134,37	38,25	813,2	1.034,8	-192,1
Methan, CH_4	gram				326,0	326,0	-192,1
Flygtige organiske forb. (- methan), NMVOC	gram	96,62	89,41	22,12	143,3	351,4	-9,0
Cadmium, Cd	gram				0,01449	0,01449	-0,00033
Kviksølv, Hg	gram		0,000117		0,00218	0,00230	-0,00171
Bly, Pb	gram				0,04013	0,04013	-0,00947
Radioaktive emiss., total	kBq				247.905	247.905	-1.883

Tabel 9.11
Emissioner til luft fra 50 cl aluminiumsdåser.

Emballager

Emission af luftbårne komponenter fra emballagefremstilling stammer dels fra udvinding af aluminium samt fra dåsefremstilling, - herunder lakering.

Fra den sekundære emballage stammer emissionerne hovedsagelig fra papir/karton-fremstilling.

Det skal bemærkes at det ikke har været muligt at opgøre emissionen af kuldioxid ved produktion og anvendelse af emballager.

Primære energikilder

De luftbårne emissioner fra udvinding af energiressourcer og energiproduktion afspejler at en væsentligt del af energiforbruget forekommer i Sverige, hvor der anvendes A-kraft og vandkraft. Dertil kommer emissioner af kuldioxid, svovldioxid og nitrogenoxider fra fossile brændsler.

Undgåede emissioner

De undgåede emissioner er de emissioner, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

9.2.4 Emissioner til vand

I det følgende er opgjort emissioner til vand. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer samt på emissioner fra energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra den primære energiproduktion henvises til delrapport 7.

I tabel 9.12 er vist emissionerne til vand for 33 cl dåser og i tabel 9.13 er vist emissionerne for 50 cl dåser.

Emissioner til vand for 33 cl aluminiumsdåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		Dåser	Øvrige emballager			
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram		0,013	3,43	3,44	-0,51
Phosphat	gram			3,14	3,14	-3,68
Fedt og olie	gram	8,50	0,68	21,94	31,12	-1,08
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram	19,00	68,41	38,03	125,44	-1,66
BOD5	gram		23,76	0,07	23,84	-0,01
COD	gram	0,0057	199,07	1,55	200,62	-0,31
Cadmium, Cd	gram			0,0043	0,0043	-0,0032
Kviksølv, Hg	gram		0,000025	0,00015	0,00018	-0,00009
Bly, Pb	gram	0,0057		0,34	0,35	-0,31
Radioaktive emiss. total	kBq			2.881	2.881	-25

Tabel 9.12
Emissioner til vand for 33 cl aluminiumsdåser.

Emissioner til vand for 50 cl aluminiumsdåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer				
		Dåser	Øvrige emballager	Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram		0,01	2,52	2,53	-0,36
Phosphat	gram			2,46	2,46	-2,60
Fedt og olie	gram	5,60	0,45	15,83	21,88	-0,76
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram	13,00	45,15	27,11	85,26	-1,18
BOD5	gram		15,68	0,05	15,74	-0,01
COD	gram	0,0044	131,38	1,14	132,53	-0,22
Cadmium, Cd	gram			0,0033	0,0033	-0,0022
Kviksølv, Hg	gram		0,000017	0,00011	0,00013	-0,00006
Bly, Pb	gram	0,0044		0,26	0,27	-0,22
Radioaktive emiss., total	kBq			2.183	2.183	-17

Tabel 9.13
Emissioner til vand for 50 cl aluminiumsdåser.

Fra processer

Emissioner til vand fra processer stammer primært fra fremstilling af kartonbakker og energifremstilling (organiske stoffer samt fedt og olie).

Den biologiske belastning (BOD og COD) stammer hovedsagelig fra fremstilling af karton.

Primære energikilder

De væsentligste emissioner til vand fra udvinding af energikilder er vandbårne radioaktive udslip samt olie, fedt og andre organiske stoffer.

9.2.5 Affald

Der er foretaget en opgørelse af affaldsmængderne ved kassation af ikke returnerede emballager, fra processer og fra energiproduktion.

Opgørelsen for 33 cl aluminiumsdåser er vist i tabel 9.14 og i tabel 9.15 er vist en opgørelsen for 50 cl dåser.

Affald for 33 cl aluminiumsdåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgået affald
		Dåser	Øvrige emballager			
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballager	kg	2,91	11,64		14,55	
Deponering af emballager	kg	0,73	2,91		3,64	
Kassation i naturen af emballager	kg	0,91	0,26		1,17	
Industriaffald						
Træ	gram	234,0			234,0	
Rødslam	gram	8.513,7			8.513,7	
Kalk fra røggasrensning	gram	209,7			209,7	
Feldspat fra røggasrensning	gram	503,2			503,2	
Aluminiumslagger fra forbrænding	gram	2.515,7			2.515,7	
Industriaffald generelt	gram			21.820,0	21.820,0	-14.896,4
Miljøfarligt affald						
Slam fra industriel vandrensning (PLM)	gram	1.204,0			1.204,0	
Olie	gram	428,0			428,0	
Opløsningsmidler	gram	81,0			81,0	
Farverester	gram	144,0			144,0	
Miljøfarligt affald generelt	gram			34,9	34,9	-9,9
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	liter			0,084	0,084	0,003
Uspecificeret affald						
Uspecificeret	kg	2,36	1,07		3,43	

Tabel 9.14
Affaldsmængder for 33 cl aluminiumsdåser.

Affald for 50 cl aluminiumsdåser pr 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgået affald
		Dåser	Øvrige emballager			
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballager	kg	2,40	7,71		10,11	
Deponering af emballager	kg	0,60	1,93		2,53	
Kassation i naturen af emballager	kg	0,75	0,20		0,95	
Industriaffald						
Træ	gram	154,0			154,0	
Rødslam	gram	6.580			6.580	
Kalk fra røggasrensning	gram	173,0			173,0	
Feldspat fra røggasrensning	gram	415,1			415,1	
Aluminiumslagger fra forbrænding	gram	2.103,2			2.103,2	
Industriaffald generelt	gram			16.758,9	16.758,9	-10.531,3
Miljøfarligt affald						
Slam fra industriel vandrensning (PLM)	gram	795,0			795,0	
Olie	gram	283,0			283,0	
Opløsningsmidler	gram	53,4			53,4	
Farverester	gram	94,8			94,8	
Miljøfarligt affald generelt	gram			25,7	25,7	-7,0
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	liter			0,061	0,061	0,002
Uspecificeret affald						
Uspecificeret	kg	1,66	0,71		2,37	

Tabel 9.15
Affaldsmængder for 50 cl aluminiumsdåser.

Kasserede emballager — De kasserede emballager, der bortskaffes ved forbrænding, deponering eller diffust i naturen, omfatter dels aluminiumsdåser og dels Hi-Cone og kartonbakker.

Processer — Der fremkommer betydelige affaldsmængder fra udvinding og oparbejdning af råstoffer til aluminium samt ved dåseproduktion og genvinding af sekundært aluminium.

Energiproduktion — Affaldsmængderne fra energiproduktion er relativt små og udgøres primært radioaktivt affald samt uspecificeret affald.

Undgået affald — Det "undgående affald" repræsenterer den affaldsmængde, der kan spares, såfremt energien fra affaldsforbrændingen udnyttes maksimalt.

9.3 Vurdering af kortlægningen

9.3.1 Udgangspunkt

Ved kortlægningen er der taget udgangspunkt i det eksisterende pant- og retursystem for aluminiumsdåser i Sverige. Der er således lagt vægt på, at datagrundlaget er baseret på specifikke produktionsanlæg.

Der er taget udgangspunkt i fremstilling af aluminiumsdåser på PLM Fosie i Malmö, der producerer de svenske dåser.

For tapning af dåserne er der taget udgangspunkt i tapning af eksportdåser på Tuborg i København.

Det antages, at distributionsforhold for dåser vil være som for det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige flasker og transportafstande og transportmidler fra dette system er anvendt.

Der tages udgangspunkt i, at aluminiumsdåserne indsamles som i Sverige, og data for energiforbruget ved indsamling i automat er indhentet fra Tomra A/S, der producerer de svenske automater til indsamling af dåser.

For oparbejdning af aluminiumsdåserne er data baseret på oplysninger fra Gränges AB i Sverige. Gränges oparbejder alle de svenske dåser.

Kartonbakker og Hi-Cone

Ved kortlægningen af kartonbakker og Hi-Cone er der taget udgangspunkt i oplysninger fra Tuborgs eksportkolonne med hensyn til materialeforbrug og materialetyper. Selve kortlægningen af ressourceforbrug og emissioner ved fremstilling og anvendelse af materialerne er baseret på oplysninger fra litteraturen.

Hjælpematerialer

De hjælpematerialer, der anvendes ved fremstilling og anvendelse af dåserne er opgjort, men fremstillingen af disse er ikke medtaget i kortlægningen. Der er alene foretaget en opgørelse af mængder.

Dog er hjælpestoffer til fremstilling af aluminium (materialet) opgjort jf. afsnit 9.1.3 Afgrænsninger.

Øvrige forhold

I kortlægningen er ikke medtaget paller eller andet transportmateriel.

I forbindelse med distributionssystemet er der ikke taget hensyn til eventuelle specielle krav omkring transportmateriel, depoter m.v. Der er alene set på den mængde emballage (dåser og bakker), der skal transporteres rundt.

9.3.2 Returprocent

Der er i systemet forudsat en høj grad af materialegenvinding, idet det er forudsat at forbrugeren returnerer 90% af de brugte dåser. Dåserne oparbejdes og den genvundne sekundære aluminium anvendes til fremstilling af nye dåser.

En returprocent på 90% forudsætter et pantsystem med en pant af samme størrelsesorden som den, man i dag kender for den genpåfyldelige flaske. I nærværende vurdering er der ikke taget stilling til selve etableringen af et sådant pantsystem.

9.3.3 Manglende data

I kortlægningen indgår ikke en opgørelse af ressourceforbrug for lak og trykfarve til dåser og kartonbakker.

Der er indhentet oplysninger om lak og trykfarver hos den svenske dåseproducent. Det har været muligt at få opgjort materialeforbruget, men ikke at få specificeret materialetyper m.v. På baggrund af dette har det derfor ikke været muligt at inddrage oplysninger om produktion af lak og trykfarve i kortlægningen. Det kan derfor ikke vurderes, hvilken betydning en udeladelse af lakken har for den samlede opgørelse.

Der anvendes 4-5 kg lak til lakering af dåserne til distribution af 1.000 liter.

Der anvendes 0,10-0,15 kg trykfarve til tryk på dåser samt en mindre mængde til tryk på kartonbakker til distribution af 1.000 liter. Da forbruget er relativt beskedent vil en udeladelse af trykfarven i den samlede opgørelse ikke være af væsentlig betydning.

Bortskaffelse

For de dåser, der ikke returneres til oparbejdning, er det forudsat, at disse bortskaffes gennem dagrenovationen eller henkastes i naturen. Fordelingen mellem disse to bortskaffelsesformer er sat til 80% til dagrenovationen og 20% i naturen.

For Hi-Cone er det forudsat, at disse bortskaffes via dagrenovationen. For kartonbakker er det forudsat, at 50% genvindes og at 50% bortskaffes via dagrenovationen. Dagrenovationen forudsættes, at omfatte 80% forbrænding og 20% deponering.

9.3.4 Usikkerheder

I det følgende er usikkerheden på de enkelte data kommenteret. I bilag 2 er opstillet samlede tabeller over usikkerheder, og der er gennemført visse beregninger. Sidst i nærværende kapitel er usikkerhederne vist sammen med nøgletallene for kortlægningen.

Materialer

Opgørelserne af materialeforbrug til fremstilling af aluminium bygger dels på oplysninger fra litteraturen og dels på specifikke oplysninger om de aktuelle produktionsforhold.

Det antages, at usikkerheden for forbruget af materialer og hjælpestoffer til fremstilling af aluminium ligger i størrelsesordenen 25%.

Materialeforbruget til fremstilling af kartonbakker og Hi-Cone bygger på generelle data. Det er vanskeligt at vurdere usikkerheden på disse materialeforbrug, men den skønnes at være omkring 25%.

For Hi-Cone er det forudsat, at disse bortskaffes vis dagrenovationen. For kartonbakker er det forudsat, at 50% bortskaffes via dagrenovationen. Dagrenovationen forudsættes, at omfatte 80% forbrænding og 20% deponering.

Energi

De væsentligste energiforbrug findes ved materialefremstilling, dåsefremstilling og ved genvinding. Opgørelse af disse energiforbrug bygger på oplysninger fra specifikke produktioner. Det antages, at usikkerheden på disse data ligger i størrelsesordenen 10%.

Energiforbruget ved transport er bestemt ud fra at en given mængde, flyttes en given afstand med et bestemt transportmiddel. Transportafstandene bygger på det samme transportbehov som for returflasker under hensyntagen til de ændringer, der er forudsat med hensyn til materialegenvinding m.v. Usikkerheden ved energiforbruget til transport er således vanskelig at vurdere, men skønnes at være i størrelsesorden 100%.

Energiforbruget til fremstilling af kartonbakker og Hi-Cone er opgjort ud fra generelle data. Det er vanskeligt at vurdere usikkerheden på disse energiforbrug, men den skønnes at være i størrelsesordenen 50%.

Emissioner

Emissioner til luft stammer dels fra produktion af dåser og kartonbakker og Hi-Cone og dels fra transporten. Det har ikke været muligt at vurdere usikkerheden på de anvendte data, men den skønnes at ligge i størrelsesorden 50%.

Emissioner til vand stammer primært fra produktion af kartonbakker. Spildevandsbelastningen fra papirproduktion vil afhænge meget af det aktuelle anlæg og da der ikke er taget udgangspunkt i et specifikt anlæg, antages usikkerheden at ligge i størrelsesordenen 50%.

De frembragte affaldsmængder stammer primært fra produktion af aluminium og papir. Da der ikke er taget udgangspunkt i oplysninger fra et specifikt anlæg antages usikkerheden, at ligge i størrelsesordenen 50%.

9.3.5 Følsomhedsanalyse af energiforbrug

I dette afsnit vil nogle af de foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænsers indflydelse på resultaterne blive vurderet. Dette gøres ved hjælp af følsomhedsanalyser på det direkte energiforbrug.

Vurderingen afsluttes med en vurdering af en usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug for processer og transport.

De foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænser vil desuden have indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder. Det har ikke været muligt at foretage følsomhedsanalyser for indvirkninger på disse inden for projektets rammer.

De opstillede antagelser og forudsætninger for beregningerne fremgår af delrapport 3. Følsomhedsvurderingerne tager udgangspunkt i en returprocent på 90% (bortset fra den, der analyserer returprocenten).

Beregningerne gennemføres både for 33 cl og 50 cl dåser.

Returprocent

Der er taget udgangspunkt i en returprocent på 90% for beregningerne af systemet for aluminiumsdåser. Returprocenten har i Sverige gennem de sidste år ligget omkring samme niveau på 85%. men målet er at nå 90% i 1994/95. Returprocenten kan afhænge af bl.a. pantens størrelse, oplysningskampagner, indsamlingsordninger og returneringsmuligheder.

Af tabel 9.16 ses en sammenlignende gennemregning for returprocenter på 85%, 95% og 98,5%. 98,5% er valgt med henblik på en sammenstilling med de genpåfyldelige flasker af glas.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret	Returprocent 85%	Returprocent 90%	Returprocent 98,5%
Udvinding af råvarer	207 MJ	172 MJ	115 MJ
Fremstilling af aluminium	888 MJ	677 MJ	326 MJ
Fremstilling af dåser	605 MJ	605 MJ	605 MJ
Tapning	55 MJ	55 MJ	55 MJ
Distribution	14 MJ	14 MJ	14 MJ
Forbrug	1 MJ	1 MJ	1 MJ
Genvinding af aluminium	685 MJ	715 MJ	765 MJ
Affaldsbehandling	- 132 MJ	- 88 MJ	-14 MJ
Lak, Hi-Cone og kasser	830 MJ	830 MJ	830 MJ
Fradrag for sekundært aluminium ud af systemet			0,0833 kg - 2 MJ
Total	3.152 MJ	2.980 MJ	2.695 MJ

Note: Værdierne er afrundet.

Tabel 9.16
Energiforbrug til systemet for 33 cl aluminiumsdåser med varierende returprocenter.

Det ses af tabel 9.16, at returprocenten har stor indflydelse på det samlede energiforbrug i systemet.

Fradraget for sekundært aluminium ud af systemet er foretaget efter 50/50-allokeringsprincippet jf. kapitel 4.

For 33 cl aluminiumsdåser øges det samlede energiforbrug med 172 MJ/1.000 liter, hvis returprocenten går ned til 85%. Hvis returprocenten derimod stiger til 98,5% reduceres det samlede energiforbrug med 285 MJ/1.000 liter.

Tilsvarende fås for 50 cl dåser, at det samlede energiforbrug i systemet øges med 141 MJ/1.000 liter for en returprocent på 85%, mens det reduceres med 240 MJ/1.000 liter for en returprocent på 98,5%.

Returprocenten har stor betydning for energiforbruget i systemet, og det vurderes, at returprocenten også har væsentlig betydning for de samlede ressourceforbrug. Returprocenten for aluminiumsystemet vil være meget afhængig af, hvordan systemet opbygges.

Andel primær aluminium

Retursystemet for aluminiumsdåser skal tilføres en mængde aluminium, der svarer til den mængde aluminium, der går ud af systemet som ikke-returnerede dåser, processpild og slagger fra genvindingen.

Der er i beregningerne taget udgangspunkt i, at lågene til dåserne fremstilles af 25% primær aluminium. Dåsens krop fremstilles af den sekundære aluminium, der returneres i systemet. Dette er gjort på baggrund af oplysninger fra PLM.

Der har tidligere været oplysninger om, at lågene fremstilles af primær aluminium. Hvis dette er tilfældet, vil der opstå et overskud af sekundært aluminium i systemet. Dette sekundære aluminium vil kunne anvendes i andre aluminiumprodukter.

Der er foretaget følsomhedsanalyse for 4 scenarier vedrørende andelen af primær aluminium i forhold til sekundær aluminium. Disse er:

1) Dåsernes låg består af 25% primær aluminium. Al øvrig aluminium er sekundær aluminium. Denne antagelse er anvendt i beregningerne i rapporten.

2) Dåsernes låg består af primær aluminium. Der fremkommer et overskud af sekundært aluminium i systemet. Dette tilgodeskrives systemet efter 50/50 allokeringsprincippet jf. kapitel 4.

3) Dåsernes låg består af sekundær aluminium. Anvendelsen af denne sekundære aluminium fra andre systemer henregnes til systemet efter 50/50-allokeringsprincippet jf. kapitel 4.

4) Systemet tilføres den mængde aluminium, der er nødvendigt, fordi der tabes aluminium i systemet. Den tilførte aluminium er primær aluminium.

Følsomhedsanalysen er baseret på 33 cl (tabel 9.17) og 50 cl dåser (tabel 9.18) med en returprocent på 90%. Værdierne er afrundede.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret	Scenarie 1) 25% af låg primær alu.	Scenarie 2) Låg af primær aluminium	Scenarie 3) Låg af sekundær aluminium	Scenarie 4) Tabt mængde = primær alu.
Udvinding af råvarer	172 MJ	460 MJ	118 MJ	230 MJ
Fremstilling af aluminium (primær + sekundær alu.)	677 MJ	1.305 MJ	721 MJ	823 MJ
Fremstilling af dåser	605 MJ	605 MJ	605 MJ	605 MJ
Tapning	55 MJ	55 MJ	55 MJ	55 MJ
Distribution	14 MJ	14 MJ	14 MJ	14 MJ
Forbrug	1 MJ	1 MJ	1 MJ	1 MJ
Genvinding af aluminium	715 MJ	645 MJ	715 MJ	715 MJ
Affaldsbehandling	- 88 MJ	- 88 MJ	-88 MJ	-88 MJ
Lak, Hi-Cone og kasser	830 MJ	830 MJ	830 MJ	830 MJ
Fradrag for sekundært aluminium ud af systemet	Intet sekundært aluminium ud	Sek alu:7,88 kg - 152 MJ	Intet sekundært aluminium ud	Intet sekundært aluminium ud
Total	2.980 MJ	3.673 MJ	2.970 MJ	3.183 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 9.17
Energiforbrug til systemet for 33 cl aluminiumsdåser med varierende andele primær aluminium og sekundær aluminium.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret	Scenarie 1) 25% af låg primær alu.	Scenarie 2) Låg af primær aluminium	Scenarie 3) Låg af sekundær aluminium	Scenarie 4) Tabt mængde = primær alu.
Udvinding af råvarer	133 MJ	303 MJ	97 MJ	190 MJ
Fremstilling af aluminium (primær + sekundær alu.)	566 MJ	861 MJ	595 MJ	711 MJ
Fremstilling af dåser	400 MJ	400 MJ	400 MJ	400 MJ
Tapning	55 MJ	55 MJ	55 MJ	55 MJ
Distribution	11 MJ	11 MJ	11 MJ	11 MJ
Forbrug	1 MJ	1 MJ	1 MJ	1 MJ
Genvinding af aluminium	590 MJ	555 MJ	590 MJ	590 MJ
Affaldsbehandling	- 72 MJ	- 72 MJ	- 72 MJ	- 72 MJ
Lak, Hi-Cone og kasser	549 MJ	549 MJ	549 MJ	549 MJ
Fradrag for sekundært aluminium ud af systemet	Intet sekundært aluminium ud	Sek alu:3,97 kg -77 MJ	Intet sekundært aluminium ud	Intet sekundært aluminium ud
Total	2.231 MJ	2.586 MJ	2.224 MJ	2.434 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 9.18
Energiforbrug til systemet for 50 cl aluminiumsdåser med varierende andele primær aluminium og sekundær aluminium.

Det ses af tabel 9.17, at det samlede energiforbrug i systemet for 33 cl aluminiumsdåser varierer med hhv. en reduktion på 10 MJ/1.000 liter til en forøgelse på 693 MJ/1.000 liter, alt efter forudsætningerne for systemet.

Det ses af tabel 9.18, at det samlede energiforbrug i systemet for 50 cl aluminiumsdåser varierer med hhv. en reduktion på 7 MJ/1.000 liter til en forøgelse på 355 MJ/1.000 liter, alt efter forudsætningerne for systemet.

I beregningerne er anvendt et samlet indhold af primær aluminium i dåserne på 6,25% for 33 cl dåser og på 5% for 50 cl dåser jf. ovenstående (25% af 3,75 gram for hhv. 15 gram og 18,75 gram).

Det skal bemærkes, at Lindhquist (1987) anvender 15,8% primær aluminium i sine opgørelser for fremstilling af aluminiumsdåser for 33 cl og 50 cl dåser med en returprocent på 90% (svarende til K/(A+B) med henvisning til massestrømmene i Lindhquist (1987)).

Sundström, der angiver Lindhquist (1987) som sin reference, anvender 10,9% primær aluminium ved en returprocent på 90%.

Lettere dåser

PLM Fosie har oplyst, at dåserne nu kan produceres med en lettere vægt. 33 cl dåserne vejer nu 14.2 gram (mod tidligere 15 gram pr. dåse). Dette medfører en samlet energibesparelse på ca.79 MJ/1.000 liter distribueret for hele systemet. Hvis man antager en tilsvarende reduktion på 5,3% af vægten for 50 cl dåser fås en samlet energibesparelse på 65 MJ/1.000 liter.

Diffus forurening

Der er i beregningerne taget udgangspunkt i en antagelse om, at 20% af de ikke-returnerede dåser ender som diffus forurening i naturen. De nøjagtige forhold kendes ikke, men hvis man antager, at 100% går til dagrenovation, og dermed til 20% deponi og 80% affaldsforbrændingsanlæg, svarer det til, at det samlede energiforbrug for systemet bliver reduceret med 22 MJ/1.000 liter for 33 cl dåser og med 18 MJ/1.000 liter for 50 cl dåser. Antagelsen er ikke af afgørende betydning for det samlede energiforbrug, men vil have væsentlig betydning for de samlede affaldsmængder.

Allokering for natriumhydroxid

Ved fremstilling af natriumhydroxid fremstilles endvidere chlor. Hele energiforbruget ved fremstillingen er tilskrevet natriumhydroxid (se delrapport 3 afsnit 1.3). Der er taget udgangspunkt i en økonomisk vurdering for denne allokering. Det samlede energiforbrug til processen udgør 24 MJ/1.000 liter for 33 cl dåser og 19 MJ/1.000 liter for 50 cl dåser. En anderledes allokeringsregel vil maximalt give systemet en fraskrivelse på dette energiforbrug, som er uden betydning for det samlede energiforbrug.

Variation i massebalancer

Under valsning af aluminiumpladerne spildes en del aluminium som valseskrot, som må omsmeltes. Til omsmeltningen bruges energi, og det samlede energiforbrug forøges derfor. I beregningerne er der taget udgangspunkt i et gennemsnitlig processpild fra valsningen på 27% baseret på data fra Gränges. Dette kan variere, og er fra forskellige referencer opgivet i intervallet 25%-35%.

Et processpild på 25% giver en forøgelse på 30 MJ/1.000 liter til omsmeltning og et processpild på 35% giver en reduktion på 142 MJ/1.000 liter for 33 cl dåser.

Et processpild på 25% giver en forøgelse på 26 MJ/1.000 liter til omsmeltning og et processpild på 35% giver en reduktion på 121 MJ/1.000 liter for 50 cl dåser.

Affaldsforbrænding

Det er antaget, at 100% af aluminiumaffaldet omdannes til aluminiumoxid på forbrændingsanlægget. Den nøjagtige andel kendes ikke, men Gränges mener, at 90% er et bedre skøn.

For 33 cl betyder det en reduktion på 9 MJ/1.000 liter i systemet.

For 50 cl betyder det en reduktion på 7 MJ/1.000 liter i systemet.

Transport

Der er foretaget en del forudsætninger og antagelser i forbindelse med transport i systemet for de anvendte transportkapaciteter, dvs. den grad, transportmidlets kapacitet udnyttes, om der køres med tomme lastbiler den ene vej etc. (se delrapport 7). For at undersøge, hvilken indflydelse, disse antagelser har, er der gennemført følsomhedsanalyser for transporten.

Det samlede transportbehov i systemet for 33 cl dåser svarer til ca.129 MJ/1.000 liter. Heraf udgør transporten ved distribution 14 MJ/1.000 liter.

Det samlede transportbehov i systemet for 50 cl svarer til ca. 98 MJ/1.000 liter. Heraf udgør transporten ved distribution 11 MJ-/1.000 liter.

Hvis den gennemsnitlige transportkapacitet for alle transporter i systemet fordobles, vil det give en samlet besparelse på ca. 65 MJ/1.000 liter for 33 cl dåser og 50 MJ/1.000 liter for 50 cl dåser.

Hvis transporterne derimod kun er halvt så effektive vil det fordoble transportenergien, og dermed forhøje det samlede energiforbrug med ca. 129 MJ/1.000 liter for 33 cl dåser og ca. 98 MJ/1.000 liter for 50 cl.

Som det beskrives i delrapport 7, er transporten mellem detailhandel og forbrugerens hjem med personbil ikke medtaget i beregningerne. Energiforbruget fra denne transport kan udgøre op mod 400 MJ/1.000 liter, alt efter, hvordan energien fordeles mellem emballage, produkt, transport af andre produkter og transport af mennesker. Energiforbruget for denne transport antages at være ens for alle emballagesystemerne - en bil bruger ikke mere eller mindre energi om man køber 4 liter øl i flasker eller på dåser.

Kartonbakker

Der er taget udgangspunkt i, at dåserne distribueres i kartonbakker, der anvendes én gang. Hvis disse kartonbakker blev genbrugt bare én gang, ville energiforbruget til fremstilling af karton og kasser halveres. Det ville betyde en besparelse på 370 MJ/1.000 liter og 240 MJ/1.000 liter for hhv. 33 cl dåser og 50 cl dåser. En tilsvarende mængde energi ville kunne tilgodeskrives systemet ved at medtage materialegenvinding af karton.

Udeladelser

I systemafgrænsningen er der foretaget en del afgrænsninger under hensyntagen til omfanget af projektet. Herunder er der ikke medtaget fremstilling af valseolie, compound, opløsningsmidler, hypochlorit, natriumhydroxid, feldspat, flusmiddel, svovlsyre, natriumchlorat, ilt, peroxid, svovldioxid, kaolin og stivelse, hydrogen m.m. Hjælpestofferne fremgår af bilag 1 og 2 i delrapport 3. En grov antagelse for vurdering af energiforbruget til fremstilling af disse hjælpestoffer er at tage udgangspunkt i energiforbruget til fremstilling af soda på ca. 6,5 MJ/kg soda. Den samlede mængde hjælpestoffer udgør ca. 10,7 kg for 33 cl dåser og 8,0 kg for 50 cl dåser, hvilket giver et samlet energiforbrug på hhv. ca. 70 og 50 MJ/1.000 liter.

Det skal dog bemærkes, at emissioner og affaldsprodukter fra disse processer, der ikke er medregnet, kan indebære væsentlige miljøpåvirkninger.

Samlet vurdering

For alle de ovennævnte vurderinger er der opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder i tabel 9.19. Alle betragtninger er foretaget for systemet for 33 cl aluminiumsdåser med en returprocent på 90% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i tabel 9.6 med 2.980 MJ/1.000 liter.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent (min 85%, max 98,5%)	- 285 MJ	+ 172 MJ	- 10%	+ 6%
Andel primær aluminium	- 10 MJ	+ 693 MJ	- 0,3%	+ 23%
Lettere dåser	- 79 MJ		- 3%	
Diffus forurening	- 22 MJ		- 0,7%	
Allokering for natriumhydroxid	- 24 MJ		- 1%	
Variation i massebalancer	- 142 MJ	+ 30 MJ	- 5%	+ 1%
Affaldsforbrænding	- 9 MJ		- 0,3%	
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 65 MJ	+ 129 MJ + 400 MJ	- 2%	+ 4% + 13%
Kartonbakker	- 370 MJ		- 15%	
Udeladelser		+ 70 MJ		+ 2%
Samlet vurdering			- 15%	+ 15%

Tabel 9.19
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport for systemet for 33 cl aluminiumsdåser med en returprocent på 90%.

For alle de ovennævnte vurderinger er der ligeledes opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder for 50 cl dåser i tabel 9.20. Alle betragtninger er foretaget for systemet for 50 cl aluminiumsdåser med en returprocent på 90% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i tabel 9.7 med 2.231 MJ/1.000 liter.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent (min 85%, max 98,5%)	- 240 MJ	+ 141 MJ	- 10%	+ 6%
Andel primær aluminium	- 7 MJ	+ 355 MJ	- 0,3%	+ 16%
Lettere dåser	- 65 MJ		- 3%	
Diffus forurening	- 18 MJ		- 0,8 MJ	
Allokering for natriumhydroxid	- 19 MJ		- 1%	
Variation i massebalancer	- 121 MJ	+ 26 MJ	- 5%	+ 1%
Affaldsforbrænding	- 7 MJ		- 0,3%	
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 50 MJ	+ 98 MJ + 400 MJ	- 2%	+ 4% + 18%
Kartonbakker	- 240 MJ		- 10%	
Udeladelser		+ 50 MJ		+ 2%
Samlet vurdering			- 15%	+ 15%

Tabel 9.20
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport for systemet for 50 cl aluminiumsdåser med en returprocent på 90%.

Det er ikke muligt at foretage en sammenlægning af de foretagne følsomhedsanalyser, da de forskellige faktorer indbyrdes påvirker hinanden. Tabellen giver en oversigt over, hvilke antagelser og forudsætninger, der har størst indflydelse på det totale energiforbrug.

De væsentligste af de ovennævnte forudsætninger vedrører returprocenten og andelen af primær aluminium i dåserne samt transporten.

For 33 cl aluminiumsdåser vurderes det, at de samlede variationer som følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen ±15% for de 2.980 MJ/1.000 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 2.500-3.400 MJ/1.000 liter.

For 50 cl aluminiumsdåser vurderes det, at de samlede variationer som følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen ±15% for de 2.230 MJ/1.000 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 1.900-2.600 MJ/1.000 liter.

Det skal understreges, at de ovennævnte forudsætninger og antagelser godt kan have en væsentlig større indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder, end på energiforbruget.

9.4 Nøgletal

I det følgende fremdrages de væsentligste nøgletal med hensyn til materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

9.4.1 Materialeforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste materialeforbrug vist i tabel 9.21.

Materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter				
Materiale		33 cl	50 cl	Usikkerhed
Dåser	Bauxit	27,3 kg	21,1 kg	25%
Kartonbakker og Hi-Cone	Træ	20,2 kg	13,3 kg	25%
	Råolie	3,3 kg	2,1 kg	25%
Hjælpestoffer	Kalksten	0,50 kg	0,39 kg	
	Kalk	0,28 kg	0,22 kg	10%
	Stensalt	1,79 kg	1,38 kg	10%
	Anodemateriale	2,44 kg	1,89 kg	10%
	Kaolin, stivelse m.v.	2,2 kg	1,5 kg	10%
	Øvrige hjælpestoffer	3,5 kg	2,6 kg	10%
	Vand	1,5 m^3	1,05 m^3	10%
Fremkomne genanvendelige materialer	Kartonbakker	12,6 kg	8,33 kg	25%
Anvendte oparbejdede materialer	Sek. aluminium	3,7 kg	3,7 kg	25%
	Returpapir	14,2 kg	9,3 kg	25%
Energifremstilling	Kalk	2,2 kg	1,7 kg	50%
	Vand	4,6 m^3	3,5 m^3	50%
Undgåede materialer	Kalk	0,89 kg	0,63 kg	50%
	Vand	2,5 m^3	1,8 m^3	50%

Tabel 9.21
Materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter i aluminiumsdåser.

Det samlede materialeforbrug i forbindelse med distribution af 1.000 liter i 33 cl dåser udgør 76 kg materialer samt 6,1 m^3 vand. I forbindelse med distribution i 50 cl dåser anvendes 54 kg materialer samt 4,4 m^3 vand.

For den mængde sekundært aluminium, der anvendes i systemet, er der medregnet 50% af miljøbelastningen for udvinding af og oparbejdning af materialer til primært aluminium jf. den anvendte allokeringsmetode, se kapitel 4.

Det undgåede materialeforbrug repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares, hvis energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

9.4.2 Energiforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste direkte energiforbrug vedrørende processer og transport vist i tabel 9.22.

	Energiforbrug ved distribution af 1.000 liter			
	Dåser 33 cl		Dåser 50 cl	
	Proces	Transport	Proces	Transport
Fremstilling af				
Dåser	1.423 MJ	32 MJ	1.073 MJ	24 MJ
Hi-Cone	50 MJ	2 MJ	33 MJ	2 MJ
Kartonbakker	732 MJ	28 MJ	483 MJ	18 MJ
Tapning	55 MJ	0 MJ	55 MJ	0 MJ
Distribution	0 MJ	14 MJ	0 MJ	11 MJ
Forbrug	1 MJ	0 MJ	1 MJ	0 MJ
Genvinding	680 MJ	35 MJ	561 MJ	29 MJ
Bortskaffelse (-transport og forbrænding)	- 89 MJ	1 MJ	- 73 MJ	1 MJ
Anden transport		17 MJ		13 MJ
I alt	2.851 MJ	129 MJ	2.133 MJ	98 MJ
Total	2.980 MJ		2.230 MJ	

Tabel 9.22
Direkte energiforbrug ved distribution af 1.000 liter i aluminiumsdåser.

Beregning af usikkerhed er gennemført i bilag 2. Heraf fremgår det at usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug er 19% eller 2980 MJ $\pm$ 570 MJ for 33 cl dåser. For 50 cl dåser er usikkerheden 20% svarende til 2230 MJ $\pm$ 440 MJ.

Betydning af ændringer i systemet er belyst gennem følsomhedsanalyser. Resultatet af disse viser, at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 2.500 MJ og 3.400 MJ for 33 cl og mellem 2.000 MJ og 2.560 MJ for 50 cl.

Valg af allokeringsprincipper har ligeledes betydning for resultatet. I kapitel 4 (tabel 4.3) er foretaget en vurdering, der viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 2.777 MJ og 3.183 MJ for 33 cl og mellem 2.028 MJ og 2.434 MJ for 50 cl som følge af anvendelse af forskellige allokeringsprincipper.

Energiressourcer

Forbruget af energiressourcer er beregnet på grundlag af det direkte energiforbrug.

Såfremt energiindholdet fra forbrænding udnyttes maksimalt vil forbruget af ressourcer, som er anført i tabel 9.23, kunne reduceres med de mængder, der er anført under "undgåede energiressourcer".

Primære energiressourcer	Forbrug pr. 1.000 liter dist. 33 cl		50 cl	
	Forbrug	Undgåede energiress.	Forbrug	Undgåede ressourcer
Stenkul	32,7 kg	38,5 kg	25,7 kg	27,2 kg
Brunkul	12,7 kg	0,45 kg	8,9 kg	0,32 kg
Råolie	23,2 kg	1,2 kg	16,7 kg	0,82 kg
Gas	21,9 Nm^3	0,68 Nm^3	15,4 Nm^3	0,48 Nm^3
Uran	3,73 gram	0,03 gram	2,83 gram	0,02 gram
Potentielt energiindhold i vand	1.001 MJ	2,0 MJ	847 MJ	1,4 MJ
Træ i skove	0,40 kg	0,40 kg	0,31 kg	0,28 kg

Tabel 9.23
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for aluminiumsdåser til distribution af 1.000 liter.

Usikkerheden og opgørelserne af primære energiressourcer skønnes at være omkring 50%.

9.4.3 Emissioner og affald

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste emissioner, og affaldsmængder vist i tabel 9.24.

Det har ikke været muligt at beregne usikkerheden på emissioner. Da et væsentligt bidrag til emissioner stammer fra primær energiproduktion, hvor usikkerheden er i størrelsesordenen 50%, vil usikkerheden på bestemmelse af de samlede emissioner ligge i størrelsesordenen 50-100%.

Emissioner pr. 1.000 liter distr.	33 cl		50 cl	
	Fremkommet	Undgåede emis-sioner	Fremkommet	Undgåede emissioner
Luft				
Partikler	537 gram	134 gram	407 gram	95 gram
Kulbrinter (methan+NMVOC)	926 gram	285 gram	677 gram	201 gram
Svovldioxid	1.440 gram	272 gram	1.035 gram	192 gram
Nitrogenoxider	601 gram	166 gram	441 gram	117 gram
Radioaktivitet	326.913 kBq	2.663 kBq	247.905 kBq	1.883 kBq
Vand				
Organiske stoffer	125 gram	1,6 gram	85 gram	1,2 gram
BOD (biologisk iltforbrug)	24 gram	0,01 gram	16 gram	0,01 gram
COD (kemisk iltforbrug)	200 gram	0,3 gram	133 gram	0,22 gram
Olie og fedt	31 gram	1,0 gram	22 gram	0,8 gram
Radioaktivitet	2.881 kBq	25 kBq	2.183 kBq	17 kBq
Affald				
Emballager i naturen	1,17 kg		0,95 kg	
Emballager til deponi	3,64 kg		2,53 kg	
Emballager til forbrænding	14,55 kg		10,1 kg	
Industriaffald	33,8 kg	14,8 kg	26,2 kg	10,5 kg
Miljøfarligt affald	1,89 kg	0,010 kg	1,25 kg	0,007 kg
Radioaktivt affald	0,084 liter	0,003 liter	0,061 liter	0,002 liter
Uspecificeret affald	3,43 kg		2,37 kg	

Tabel 9.24
Emissioner og affald ved distribution af 1.000 liter i aluminiumsdåser.

10 Dåser af stål

10.1 Introduktion

I dette kapitel beskrives et retursystem for 33 cl og 50 cl ståldåser med materialegenvinding til distribution af øl. Der eksisterer ikke et system for ståldåser i Danmark i dag, og det opstillede system kan udgøre et muligt alternativ til det eksisterende system for genpåfyldelige glasflasker.

Det har ikke været muligt at påvise et system for ståldåser i udlandet, der kan anvendes som eksempel for et dansk system, og det har således ikke været muligt at basere de indsamlede data på erfaringer fra lignende systemer i udlandet.

Det beskrevne system er opstillet på grundlag af en række antagelser, og der vil blive redegjort for antagelser og forudsætninger i det følgende.

Datagrundlaget til kortlægning af systemet omfatter dels data fra litteraturen indsamlet i 1993 samt oplysninger fra industrien indsamlet i perioden marts til maj 1994.

Der redegøres for materiale- og energiforbrug, emissioner til vand og luft samt produktion af affald.

10.1.1 Systembeskrivelse

Det generelle materialeflow i en ståldåses livscyklus er opdelt i trin, som vist i figur 10.1.

Fremstilling af råmaterialer omfatter udvinding af jernmalm, samt oparbejdning af skrot fra andre systemer.

Fremstilling af materialer omfatter oparbejdning til stål samt forarbejdning til fortinnet stålplade.

Dåsekroppen fremstilles af stål og lågene af aluminium. Fremstilling af aluminium er behandlet i delrapport 3, dåser af aluminium og i kapitel 9 i denne hovedrapport.

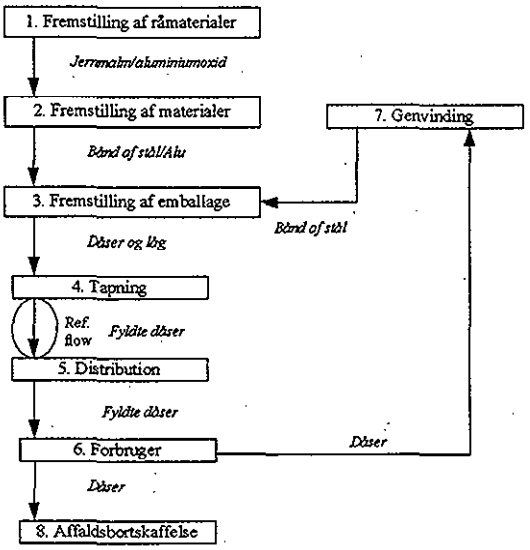
Ved tapningen fyldes dåserne, og låget sættes på. De fyldte dåser distribueres til forbrugeren via depot og detailhandel.

I det opstillede retursystem forudsættes det, at dåserne indsamles gennem en pantordning.

Genvinding omfatter oparbejdning af dåserne. Der tages udgangspunkt i, at dåseskrot indgår direkte sammen med andet skrot i forarbejdning af råstoffer til stålplade, således som oparbejdningen foregår i Tyskland og Frankrig i dag (de Guerry G, maj 1994)

Såfremt ståldåserne skal oparbejdes i Danmark, vil det kræve en forbehandling af dåserne i form af fraseparering af aluminium samt aftinning før stålskrot sendes til oparbejdning på Det Danske Stålvalseværk, Frederiksværk.

Betydningen af et oparbejdningssystem med forbehandling vil blive bestemt gennem følsomhedsanalyse, se afsnit 10.3.5.



Figur 10.1
Livscyklustrin for ståldåser.

Referenceflow

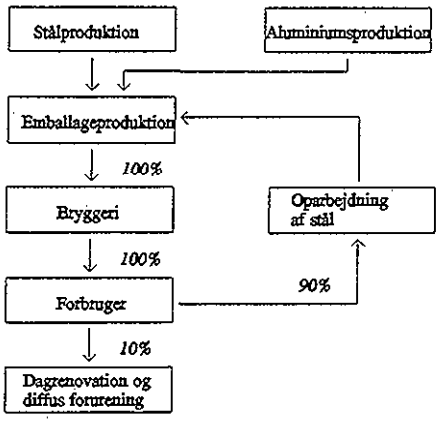
Der tages udgangspunkt i et referenceflow på 1.000 liter distribueret øl. Referenceflowet er markeret på figur 10.1.

Returprocent

Der tages udgangspunkt i, at et dansk retursystem for ståldåser vil være baseret på indsamling og materialegenvinding.

Da produktionsprisen for ståldåser ligger på samme niveau som for aluminiumsdåser, (pers. komm. Larsen K, marts 1993) antages det, at panten er af samme størrelse, og at returprocenten dermed ligger på det samme niveau.

Der tages altså udgangspunkt i en returprocent på 90%, som vist på figur 10.2.



Figur 10.2
Retursystem for ståldåser.

Emballage

Det forudsættes, at dåsekroppen fremstilles af stål, mens låget er fremstillet af aluminium.

Kortlægningen omfatter 33 cl ståldåser og 50 cl ståldåser, da dette giver et rimeligt sammenligningsgrundlag til det danske returflaskesystem.

Dåsevægt, 33 cl

En ståldåse vejer forskelligt afhængig af hvor den fremstilles. I Mauch (1990) anføres det, at en ståldåse vejer 37 gram, hvoraf låget udgør 3,88 gram. Reisener et al. (1990) anfører, at en ståldåse vejer 33,11 gram, hvoraf 3,88 gram udgøres af låget, således at ståldelen vejer 29,23 gram.

Fra Sollac (Gilbert de Guerry, maj 1994) er det oplyst, at for ståldåser, der blev produceret i 1990-91 i Frankrig, vejede ståldelen 28,9 gram. Sollac oplyser endvidere, at vægten er blevet reduceret siden og en typisk vægt for ståldåser i 1992/93 er 24,5 gram for ståldelen og 3,88 for låget (primær aluminium). Engelske dåseproducenter (Stone BC, Panvalkar S, april 1994) er ligeledes blevet kontaktet, og oplysninger herfra stemmer overens med de franske oplysninger.

I det følgende tages derfor udgangspunkt i at ståldelen i en ståldåse vejer 24,5 gram, og at låget vejer 3,88 gram.

Dåsevægt, 50 cl

Da 50 cl dåser i dag har en betydelig markedsandel, foretages der desuden beregninger for denne dåsestørrelse ud fra den antagelse, at den eneste ændring er volumen og vægt af dåsen.

Det antages at forholdet mellem vægten af dåsekroppen for 33 cl ståldåser og 50 cl ståldåser er det samme som forholdet mellem vægten af dåsekroppen for 33 cl aluminiumsdåser og 50 cl aluminiumsdåser. Dette forhold er 11,25 g / 15 g = 0,75

I kortlægningen benyttes derfor en vægt af dåsekroppen på 32,67 g for 50 cl ståldåser.

Det antages, at låget er det samme for 33 cl og 50 cl.

50 cl dåsen vejer dermed i alt 36,55 gram.

Fremstillingen af låg af aluminium forudsættes at være som for aluminiumsdåserne, se delrapport 3.

Hi-Cone og kartonbakker

Det forudsættes, at dåserne emballeres med Hi-Cone i kartonbakker som beskrevet under aluminiumsdåserne, se delrapport 3 og i kapitel 9 i denne hovedrapport.

Allokering

De til systemet tilførte råmaterialer erstatter materiale tabt i sy-stemet. For sekundær aluminium og skrot fra andre systemer tillægges systemet 50% af miljøbelastningen ved udvindingen af de primære materialer.

Massebalance for ståldåse

Materialebalancerne for stål og aluminium i et retursystem for ståldåser til distribution af 1.000 liter øl eller læskedrik er opgjort.

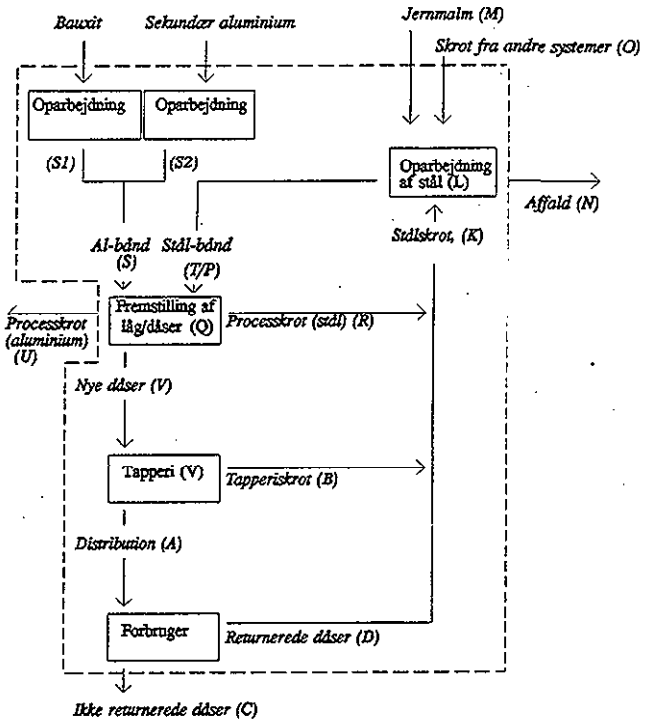
Det har ikke været muligt at tage udgangspunkt i en specifik produktion af dåser, da dåser for det danske marked må forventes at blive produceret flere steder. Oplysningerne vedrørende fremstilling af materialer bygger dels på litteraturdata og dels på oplysninger fra franske stålproducenter.

Der tages udgangspunkt i produktion af nye dåser til distribution af 1.000 liter øl eller læskedrik (A). Dåsens vægt og volumen afgør størrelsen af A.

Ved tapning spildes 2,2% af dåserne på grund af vanskeligheder i processerne og ved skift mellem forskellige produkter (B) (Carlsberg, 1993). B udgør 2,2% af V (den mængde dåser, der ankommer til tapperiet), mens A udgør de resterende 97,8% af V).

Returprocenten fra forbrugeren er 90%. De returnerede dåser (D) indsamles og transporteres til oparbejdning. De øvrige kasseres via dagrenovation og diffus forurening (C). Af de kasserede dåser antages det, at 80% ender i dagrenovationen og 20% som diffus forurening i naturen og offentlige områder. (C og D udgør henholdsvis. 10% og 90% af A).

Skrot fra tapperiet (B) og returnerede dåser fra forbrugeren (D) udgør sammen med processkrot (R) fra dåsefremstillingen den mængde stålskrot (K) som oparbejdes internt i systemet.



Figur 10.3
Materialeflow for ståldåser med direkte anvendelse af stålskrot.

Til fremstilling af stål anvendes desuden stålskrot fra andre systemer (O) og jernmalm (M). Det antages at den til systemet tilførte mængde stål består af 50% fra jernmalm og 50% fra skrot fra andre systemer.

Stålet fortinnes (0,2% tin) og stålbåndene (T/P) færdigbearbejdes.

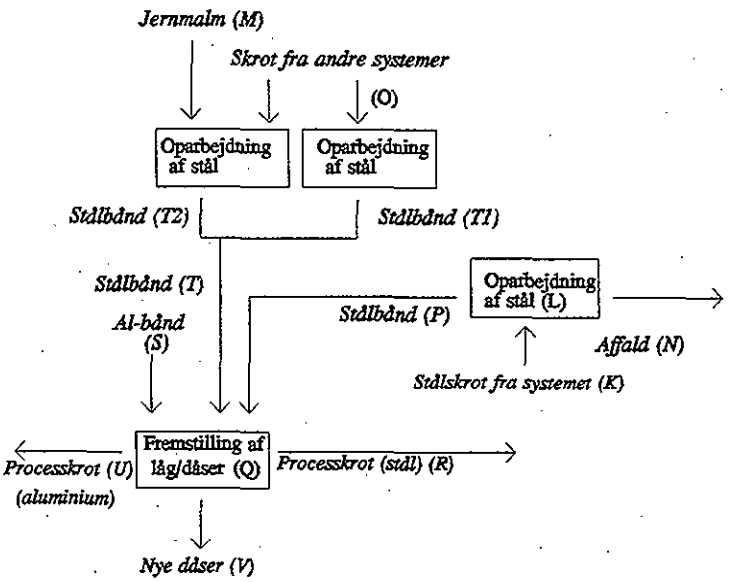
Fra fremstilling af dåser fremkommer processkrot (R). Da produktionsprocessen for dåser af stål og aluminium er identiske (de Guerry G, maj 1994) tages udgangspunkt i data fra PLM Fosie i Malmø, der fremstiller dåser af aluminium, hvor processkrottet svarer til 23,3% af den tilførte mængde. Det er blevet bekræftet fra Sollac's side, at mængden af processkrot også er repræsentativ for fransk producerede dåser i 1992/93.

Ovenstående antagelser vedrørende supplerende mængde stål samt processkrot er blevet forelagt Sollac, som har fundet disse rimelige.

Fremstilling af låg foregår som beskrevet i delrapport 3 af 25% aluminiumbånd af primær aluminium (S1) og 75% aluminiumbånd af sekundær aluminium (S2). Under produktionen opstår processkrot (U), som udgør 23,3% af den samlede tilførte mængde aluminiumbånd (S).

Det har ikke været muligt at fremskaffe data for oparbejdning af de på figur 10.3 definerede indgangsstrømme til stålbånd. Da energiforbrug, emissioner m.m. er meget afhængig af procentdelen af skrot i oparbejdningen, har det været nødvendigt at opdele oparbejdningen som det fremgår af figur 10.4.

For oparbejdningen af jernmalm vil data fra BUWAL med en skrotprocent på 16,5% blive benyttet, se desuden delrapport 4.



Figur 10.4
Oparbejdning af stål.

Ud fra disse antagelser opstilles en balance for materialestrømmene rundt i systemet for 33 cl og 50 cl dåser.

Materialestrøm	33 cl dåser kg/1.000 l.	50 cl dåser kg /1.000 l.
A. Distribueret dåsemængde	86,0 kg	73,1 kg
B. Tapperiskrot fra tapning af dåser	1,9 kg	1,6 kg
C. Kasserede dåser fra forbruger	8,6 kg	7,3 kg
D. Returnerede dåser fra forbruger	77,4 kg	65,8 kg
K. Internt stålskrot til oparbejdning	102,4 kg	87,7 kg
N. Affald fra oparbejdning af internt stålskrot	26,2 kg	20,3 kg
P. Stålbånd fra intern oparbejdning	76,2 kg	67,4 kg
Q. Aluminium og stål til dåsefremstilling, totalt	114,6 kg	97,5 kg
R. Stålskrot fra fremstilling af dåser	23,1 kg	20,3 kg
S1. Primær aluminiumbånd til låg	3,9 kg	2,6 kg
S2. Sekundær aluminiumbånd til låg (netto ind)	8,1 kg	5,3 kg
T1. Stålbånd fra jernmalm til dåsefremstilling	13,6 kg	11,8 kg
T2. Stålbånd fra ekstern oparbejdning af skrot	9,1 kg	7,9 kg
U. Alu.-skrot fra fremstilling af dåser (recykles i systemet)	3,7 kg	2,4 kg
V. Dåser fra fremstilling til tapperi	87,9 kg	74,7 kg

Tabel 10.1
Materialebalance for ståldåsesystemet for 33 cl og 50 cl dåser. Bogstaverne henviser til figur 10.3 og 10.4.

10.1.2 Forudsætninger

Retursystem

Der tages udgangspunkt i, at et eventuelt dansk retursystem for ståldåser vil være baseret på indsamling og genvinding af stålet.

Det antages, at indsamlet stål kan anvendes til fremstilling af nye dåser. Retursystemet for ståldåser skal tilføres en mængde stål, der svarer til den mængde stål, der går ud af systemet som ikke-returnerede dåser, processpild og slagger fra genvindingen. Der tages i beregningerne udgangspunkt i, at denne mængde tilførte stål består af 50% stål fra jernmalm og 50% stål fra skrot fra andre produktioner.

Datagrundlag

Det antages, at et dansk system for ståldåser vil være baseret på produktion og oparbejdning i udlandet, formentlig Tyskland. Det er dog ikke muligt - i nærværende studie - at lægge sig fast på en bestemt fremstillingsvirksomhed. Det vil derimod være nødvendigt at tage udgangspunkt i en "gennemsnitsproduktion".

Indsamlingsordningen for ståldåser opstilles som det eksisterende system for aluminiumsdåser i Sverige.

Der tages udgangspunkt i generelle litteraturdata fra BUWAL (1990), Tillman AM (1991) samt Ogilvie (1992) suppleret med relevante kontakter.

Desuden er stål- og dåseproducenter i England og Frankrig blevet kontaktet dels med henblik på at få verificeret de opstillede antagelse og dels med henblik på at indsamle nyere data. Dette er sket i perioden marts til maj 1994.

10.1.3 Afgrænsninger

Råmaterialer

I det opstillede retursystem for ståldåser med aluminiumslåg betragtes jernmalm og bauxit som råmaterialer. Endvidere tilføres stålskrot og sekundær aluminium fra andre systemer. Disse sekundære materialer defineres som råstoffer, og "vuggen" herfor defineres ved oparbejdningen. Transport ved indsamling samt eventuelle forbehandlinger medtages ikke for disse sekundære materialer.

Alle øvrige indgående materialer betragtes som hjælpestoffer.

I det opstillede system for aluminiumsdåser er fremstilling af hjælpestofferne natriumhydroxid, kalk, anodemateriale og aluminiumfluorid medtaget, da forbruget af disse er af en betragtelig størrelsesorden.

Parallelt forbruges kalk og koks ved fremstilling af stål ud fra jernmalm.

Det har ikke været muligt at opgøre energiforbrug, emissioner og affaldsproduktion for fremstilling af kalk og koks separat. Det fremgår ikke af de anvendte kilder, om disse processer er inkluderet i systemerne, men der er i kortlægningen taget udgangspunkt i at disse processer er inkluderet.

Det har ikke været muligt at adskille udvinding af jernmalm og fremstilling af stål. Disse procestrin er derfor opgjort samlet.

Affaldsbortskaffelse

Det antages, at dåser, der ikke indsamles med henblik på materialegenvinding, enten bortskaffes med dagrenovationen eller deponeres diffust i naturen. Der er ikke medtaget transport i forbindelse med forbrugerens kassation af dåser i naturen, og heller ikke en eventuel transport i forbindelse med kommunal indsamling af dåser fra offentlige områder i forbindelse med øvrig affaldsfjernelse.

10.2 Resultater

I dette afsnit opstilles resultaterne for kortlægningen af retursystemet for ståldåser. De anførte resultater er baseret på delrapport 4, hvori der findes detaljerede procesbeskrivelser samt opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for hvert livscyklustrin.

Resultaterne er opstillet for hele livscyklus og opdelt i materialeforbrug, energiforbrug samt emissioner og affald.

Opgørelsen er foretaget for dåser med et indhold på 33 cl og 50 cl. Det er forudsat, at returprocenten for ståldåsesystemet er 90% som for aluminiumsdåsesystemet.

10.2.1 Materialer

Det samlede materialeforbrug for distribution af 1.000 liter øl i ståldåser på henholdsvis 33 cl og 50 cl er opgjort for hele livscyklus.

Materialeforbruget er opdelt, således at materialeforbruget til selve dåsen af stål og aluminium er opgjort for sig og materialeforbruget til lak, trykfarver, kartonkasser og Hi-Cone for sig.

Dertil kommer materialeforbrug vedrørende primær energiproduktion, som dels omfatter materialer, der indgår i selve energifremstillingen, men også materialer til bygninger, procesudstyr m.v. relateret til energifremstillingen.

Ved affaldsforbrænding udvikles en vis energimængde. Såfremt denne energi udnyttes maksimalt til kraft/varme-produktion kan der spares energi og dermed også materialer. De anførte materialeforbrug under "undgående materialeforbrug" repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares.

33 cl dåser

Opgørelse af materialeforbruget for 33 cl ståldåser med låg af aluminium er vist i tabel 10.2.

Materialeforbrug for 33 cl ståldåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede materiale-forbrug
		Dåser	Øvrige emballager			
Råmaterialer						
Jernmalm	gram	21.291		1.329	22.621	-149
Skrot	gram	14.920			14.920	
Bauxit	gram	38.381		314	38.695	-4,8
Sekundær aluminium (netto ind)	gram	8.727			8.727	
Træ	gram		20.202		20.202	
Returpapir	gram		14.217		14.217	
Råolie	gram		3.277		3.277	
Hjælpematerialer						
Kalksten	gram	4.853		4.027	8.880	-698
Kalk	gram		66		66	
Stensalt	gram	2.511		71	2.581	-10
Kul/koks	gram	9.171			9.171	
Tin	gram	519		0,130	519	0,000
Anodemateriale	gram	3.427			3.427	
Al.-flourid	gram	143			143	
Valseolie	gram	1.325			1.325	
Compound	gram	164			164	
Opløsningsm.	gram	81			81	
Hypochlorit	gram	45			45	
Chlor	gram		98		98	
Svovlsyre	gram		116		116	
Natriumsulfat	gram		51		51	
Natriumchlorat	gram		116		116	
Natriumhydroxid	gram		189		189	
Ilt	gram		104		104	
Peroxid	gram		15		15	
Svovldioxid	gram		71		71	
Kaolin, stivelse mm	gram		2.222		2.222	
Hydrogen	gram		3		3	
Hjælpestoffer, ikke specificeret	gram		7		7	
Vand	liter	827	682	11.139	12.648	-2.004
Fremkomne, genanvendelige materialer						
Karton (fra bakker)	gram		12.626		12.626	

Tabel 10.2
Resultater for materialeforbrug for 33 cl ståldåser.

Dåseproduktion

Til distribution af 1.000 liter øl eller læskedrik skal der fremstilles 86 kg dåser. Hertil forbruges stålskrot fra indsamlede dåser samt supplerende stålskrot (15 kg) og jernmalm (21 kg) samt primært og sekundært aluminium til dåsens låg. Mængden af sekundært aluminium udgør 8,7 kg mens primært aluminium udvindes fra 38 kg bauxit.

I de opgjorte mængder er der taget hensyn til at der for sekundære materialer fra andre systemer henregnes 50% af miljøbelastningen fra udvinding af nye materialer.

Den samlede mængde hjælpematerialer til 33 cl ståldåser udgør 22 kg samt 0,8 m^3 vand.

Hi-Cone og kartonbakker

Råolie danner basis for fremstilling af polyethylen, som anvendes til Hi-Cone. Dåserne emballeres endvidere i kartonbakker, hvor råmaterialerne er træ og returpapir samt hjælpematerialer. Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve på dåserne er ikke medtaget.

Det samlede forbrug af råmaterialer til Hi-Cone og kartonbakker udgør 38 kg, hvoraf den væsentligste del er træ og returpapir.

Det samlede forbrug af hjælpematerialer til Hi-Cone og kartonbakker udgør 3 kg samt 0,7 m^3 vand.

Energifremstilling

Forbruget af materialer til energifremstilling omfatter hjælpematerialer til energiproduktionsprocesser og til renseprocesser (fx. røggasrensning) samt materialer til fremstilling af bygninger og produktionsudstyr. De grundliggende data gør det ikke muligt at foretage en klar skelnen, - se delrapport 7. I de videre vurderinger af materialeforbruget vil kun blive medtaget forbruget af kalk og vand.

Ud- og indgående strømme

Der anvendes stålskrot og sekundært aluminium, som er blevet udvundet til andre formål, - i alt 17,8 kg stålskrot og 8,7 kg sekundært aluminium. Der er indregnet 50% af miljøbelastningen fra udvinding af dette jern og aluminium i materialeopgørelsen.

Derudover indsamles 12,6 kg kartonbakker pr. 1.000 liter distribueret øl og læskedrik. Dette karton kan genvindes og anvendes til produktion af andre produkter.

50 cl dåser

Opgørelse af materialeforbruget for 50 cl ståldåser med låg af aluminium er vist i tabel 10.3.

Materialeforbrug for 50 cl ståldåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer				Undgåede materiale-forbrug
		Dåser	Øvrige emballager	Energi-fremstilling	SUM	
Råmaterialer						
Jernmalm	gram	18.404		1.015	19.419	-98
Skrot	gram	12.897			12.897	
Bauxit	gram	25.331		240	25.571	-3,2
Sekundær aluminium	gram	5.760			5.760	
Træ	gram		13.333		13.333	
Returpapir	gram		9.383		9.383	
Råolie	gram		2.163		2.163	
Hjælpematerialer						
Kalksten	gram	4.052		3.098	7.150	-461
Kalk	gram		43		43	
Stensalt	gram	1.657		55	1.712	-7
Kul/koks	gram	7.928			7.928	
Tin	gram	445		0	446	0
Anodemateriale	gram	2.262			2.262	
Al.-flourid	gram	95			95	
Valseolie	gram	1.029			1.029	
Compound	gram	108			108	
Opløsningsm.	gram	53			53	
Hypochlorit	gram	30			30	
Chlor	gram		65		65	
Svovlsyre	gram		77		77	
Natriumsulfat	gram		33		33	
Natriumchlorat	gram		77		77	
Natriumhydroxid	gram		125		125	
Ilt	gram		68		68	
Peroxid	gram		10		10	
Svovldioxid	gram		47		47	
Kaolin, stivelse mm	gram		1.467		1.467	
Hydrogen	gram		2		2	
Hjælpestoffer, ikke specificeret	gram		4		4	
Vand	liter	544	450	8.714	9.708	-1.323
Fremkomne, genanvendelige materialer						
Karton (fra bakker)	gram		8.333		8.333	

Tabel 10.3
Resultater for materialeforbrug for 50 cl ståldåser.

Dåseproduktion

Til distribution af 1.000 liter øl eller læskedrikke skal der fremstilles 73 kg dåser. Hertil forbruges stålskrot fra indsamlede dåser samt supplerende stålskrot (13 kg) og jernmalm (18 kg) samt primært og sekundært aluminium til dåsens låg. Mængden af sekundært aluminium udgør 5,8 kg mens primært aluminium udvindes fra 25 kg bauxit.

I de opgjorte mængder er der taget hensyn til, at der for sekundære materialer fra andre systemer henregnes 50% af miljøbelastningen fra udvinding af nye materialer.

Den samlede mængde hjælpematerialer til 33 cl ståldåser udgør 18 kg samt 0,5 m^3 vand.

Hi-Cone og kartonbakker

Råolie danner basis for fremstilling af polyethylen, som anvendes til Hi-Cone. Dåserne emballeres endvidere i kartonbakker, hvor råmaterialerne er træ og returpapir samt hjælpematerialer. Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve på dåserne er ikke medtaget.

Det samlede forbrug af råmaterialer til Hi-Cone og kartonbakker udgør 25 kg, hvoraf den væsentligste del er træ og returpapir.

Det samlede forbrug af hjælpematerialer til Hi-Cone og kartonbakker udgør 2 kg samt 0,5 m^3 vand.

Ud- og indgående strømme

Der anvendes stålskrot og sekundært aluminium, som er blevet udvundet til andre formål, - i alt 15,4 kg skålskrot og 5,8 kg sekundært aluminium. Der er indregnet 50% af miljøbelastningen fra udvinding af dette jern og aluminium i materialeopgørelsen jf. allokeringsmetoden, som beskrevet i kapitel 4.

Derudover indsamles 8,33 kg kartonbakker pr. 1.000 liter distribueret øl eller læskedrik. Dette karton kan genvindes og anvendes til produktion af andre produkter.

10.2.2 Energi

Energiforbruget er opgjort som det direkte energiforbrug i form af energi til processer og transport.

Det direkte energiforbrug er derefter omregnet til forbrug af primære energikilder.

Principperne for opgørelse af primær energi er beskrevet i delrapport 7.

Direkte energiforbrug

Det samlede direkte energiforbrug for processer og transport opdelt på de enkelte trin er vist i tabel 10.4 for 33 cl dåser og i tabel 10.5 for 50 cl dåser.

Den energimængde, der udvikles ved affaldsforbrænding, er medtaget og modregnet i opgørelse af det direkte energiforbrug.

Energiforbrug for 33 cl ståldåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Procent %
		Dåser	Øvrige emballager		
Råvare- og materialefremstilling	MJ	1.892,1		77,2	41,3
Dåsefremstilling	MJ	565,0		68,0	13,3
Tapning	MJ	55,0		-	1,2
Distribution	MJ			26,0	0,5
Forbrug	MJ	0,6		-	0
Genvinding	MJ	1.177,5		93,9	26,7
Bortskaffelse	MJ	-22,6		1,7	-0,4
Tin	MJ		-	0,6	0
Lak	MJ		-	6,2	0,1
Trykfarve	MJ		-	0,2	0
Kartonbakker	MJ		732,3	25,6	15,9
Hi-Cone	MJ		49,5	2,2	1,1
Distribution (øvrige materialer)	MJ		-	11,4	0,2
SUM	MJ	3.667,7	781,8	313,1	100
SUM i alt	MJ	4.762,6			

Tabel 10.4
Direkte energiforbrug for 33 cl ståldåser.

Energiforbrug for 50 cl ståldåser pr 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Procent %
		Dåser	Øvrige emballager		
Råvare- og materialefremstilling	MJ	1.363,3		57,7	40,1
Dåsefremstilling	MJ	365,0		59,8	12,0
Tapning	MJ	55,0		-	1,6
Distribution	MJ			22,1	0,6
Forbrug	MJ	0,5		-	0
Genvinding	MJ	1.008,9		80,0	30,7
Bortskaffelse	MJ	-15,0		1,5	-0,4
Tin	MJ		-	0,5	0
Lak	MJ		-	4,9	0,1
Trykfarve	MJ		-	0,2	0
Kartonbakker	MJ		483,3	16,9	14,1
Hi-Cone	MJ		32,7	1,4	1,0
Distribution (øvrige materialer)	MJ		-	8,0	0,2
SUM	MJ	2.777,8	516,0	253,0	100
SUM i alt	MJ	3.546,8			

Tabel 10.5
Direkte energiforbrug for 50 cl dåser.

Energiforbruget ved tapning og distribution er relativt usikkert bestemt, men har ingen væsentlig indflydelse på det samlede resultat.

Der er gennemført en samlet beregning af usikkerheden på det direkte energiforbrug. Dette er vist i bilag 2 og resultatet er vist under nøgletal i afsnit 10.4.

Energiressourcer

Der er foretaget en omregning af det direkte energiforbrug til primære energiressourcer.

I tabel 10.6 og 10.7 er vist tabeller over de energityper (kul, olie, el), der anvendes for det samlede energiforbrug til processer og transport. Endvidere er den mængde energi, der er bundet i materialerne opgjort. Energiindholdet er bestemt ud fra nedre brændværdi for de respektive materialer.

En del af den energimængde, der er bundet i materialerne, vil blive frigjort ved forbrænding.

Energiforbrug fordelt på energityper for 33 cl ståldåser pr. 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport	MJ	262,2
Svær fuelolie til transport	MJ	50,2
Fuelolie (kedelanlæg)	MJ	251,9
Naturgas og propan	MJ	341,2
Kul og koks i processer (regnes ikke med i energifremstilling)	MJ	274,1
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	430,4
El i Danmark	MJ	55,6
El i Sverige	MJ	82,3
El i Europa	MJ	814,2
El i Verden	MJ	79,7
Uspecificeret	MJ	1.443,9
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**4.085,7**
Energiindhold i materialer	MJ	923,1
Forbrænding	MJ	-246,2
SUM	MJ	**4.762,6**

Tabel 10.6
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for 33 cl ståldåser.

Energiforbrug fordelt på energityper for 50 cl ståldåser pr 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport	MJ	216,0
Svær fuelolie til transport	MJ	36,5
Fuelolie (kedelanlæg)	MJ	166,2
Naturgas og propan	MJ	224,4
Kul og koks i processer (regnes ikke med i energifremstilling)	MJ	237,0
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	284,1
El i Danmark	MJ	55,5
El i Sverige	MJ	54,3
El i Europa	MJ	629,6
El i Verden	MJ	52,6
Uspecificeret	MJ	1.144,0
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**3.100,2**
Energiindhold i materialer	MJ	609,2
Forbrænding	MJ	-162,6
SUM	MJ	**3.546,8**

Tabel 10.7
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for 50 cl ståldåser.

De primære energikilder, der anvendes til fremstilling af elektricitet, afhænger af, hvor elektriciteten fremstilles (hvilket land/område).

Betegnelsen "uspecificeret" i tabel 10.6 og 10.7 omfatter det energiforbrug, som det ikke har været muligt at få oplyst energitypen for.

For energiforbruget betegnet "uspecificeret" i tabel 10.6 og 10.7 er der som grundlag for omregning til primær energi anvendt Vesteuropæisk gennemsnitlig energiproduktion.

I tabel 10.8 og 10.9 er vist opgørelser af de samlede primære energiressourcer for 33 cl og 50 cl aluminiumsdåser ved distribution af 1.000 liter.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for 33 cl ståldåser pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energi-ressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm^3	2,696	-0,044
Naturgas	Nm^3	31,201	-0,282
Minegas (fra kulminer)	kg	0,648	-0,208
Råolie	kg	55,480	-0,913
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	47,572	-0,352
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	92,961	-30,338
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	3,376	-0,0241
Potentielt energiindhold i vand	MJ	804,053	-1,579
Træ i skove (tørvægt)	kg	1,077	-0,311

Tabel 10.8
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for 33 cl ståldåser.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for 50 cl ståldåser pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energi-ressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm^3	2,075	-0,029
Naturgas	Nm^3	22,889	-0,186
Minegas (fra kulminer)	kg	0,515	-0,137
Råolie	kg	42,697	-0,603
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	36,565	-0,233
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	73,998	-20,033
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	2,568	-0,0159
Potentielt energiindhold i vand	MJ	550,937	-1,043
Træ i skove (tørvægt)	kg	0,852	-0,205

Tabel 10.9
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for 50 cl ståldåser.

De energiressourcer, der er anført i kolonnen under "undgåede energiressourcer", er den mængde ressourcer, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt til kraft/varme-produktion.

10.2.3 Emissioner til luft

I det følgende er opgjort emissioner til luft. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer, fra transport samt på energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner til luft fra energiproduktionen henvises til delrapport 7.

Resultaterne fra opgørelse af emissioner til luft er vist i tabel 10.10 for 33 cl dåser og i tabel 10.11 for 50 cl dåser.

Emissioner til luft for 33 cl ståldåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Energi-fremstilling	SUM	Und-gåede emissio-ner
		Dåser	Øvrige emballager				
Partikler, støv	gram	773,77	37,24	24,19	595,4	1.430,6	-105,4
Kuldioxid, CO_2	gram			23.349	407.555	430.903	-50.678
Nitrogenoxider, NO_x	gram	28,64	88,48	326,36	910,4	1.353,9	-130,8
Svovldioxid, SO_2	gram	125,51	203,58	104,21	2.795,4	3.228,7	-214,0
Methan, CH_4	gram				1.041,6	1.041,6	-213,9
Flygtige organiske forb. (-methan), NMVOC	gram	146,59	135,47	89,16	467,5	838,7	-10,1
Cadmium, Cd	gram				0,04699	0,04699	-0,00037
Kviksølv, Hg	gram		0,000018		0,00808	0,00826	-0,00191
Bly, Pb	gram				0,13246	0,13246	-0,01055
Radioaktive emiss. total	kBq				294.020	294.020	-2.097

Tabel 10.10
Emissioner til luft for 33 cl ståldåser.

Emissioner til luft for 50 cl ståldåser pr. 1.000 liter distribu-eret		Processer		Trans-port	Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		Dåser	Øvrige emballager				
Partikler, støv	gram	610,13	24,58	18,22	461,9	1.114,9	-69,6
Kuldioxid, CO_2	gram			18.840	314.321	333.161	-33.464
Nitrogenoxider, NO_x	gram	19,87	58,39	262,61	707,2	1.048,1	-86,4
Svovldioxid, SO_2	gram	90,37	134,37	76,81	2.152,7	2.454,3	-141,3
Methan, CH_4	gram				812,1	812,1	-141,3
Flygtige organiske forb. (-methan), NMVOC	gram	105,56	89,41	73,25	359,5	627,7	-6,6
Cadmium, Cd	gram				0,03580	0,03580	-0,00024
Kviksølv, Hg	gram		0,000012		0,00636	0,00647	-0,00126
Bly, Pb	gram				0,10193	0,10193	-0,00697
Radioaktive emiss. total	kBq				223.664	223.664	-1.385

Tabel 10.11
Emissioner til luft for 50 cl ståldåser.

Emballager

Emissioner af luftbårne komponenter fra emballagefremstilling stammer hovedsagelig fra udvinding af stål og aluminium og i mindre omfang fra dåsefremstilling.

Fra den sekundære emballage stammer emissionerne hovedsagelig fra papir/kartonfremstilling.

Det skal bemærkes at det ikke har været muligt at opgøre emissionen af kuldioxid ved produktion og anvendelse af emballager.

Primære energiressourcer

De luftbårne emissioner fra udvinding af energiressourcer og energiproduktion afspejler dels, at der anvendes fossile brændsler og dels, at der anvendes A-kraft (ved el-produktion).

Undgåede emissioner

De undgåede emissioner er de emissioner, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

10.2.4 Emissioner til vand

I det følgende er opgjort emissioner til vand. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer samt på emissioner fra energiproduktionen.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra den primære energiproduktion henvises til delrapport 7.

I tabel 10.12 er vist emissionerne til vand for 33 cl dåser og i tabel 10.13 er vist emissionerne for 50 cl dåser.

Emissioner til vand for 33 cl ståldåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		Dåser	Øvrige emballager			
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram	*0,1093*	0,0134	7,7940	*7,9166*	-0,4051
Phosphat	gram			8,91	8,91	-2,90
Fedt og olie	gram	22,18	0,68	51,95	74,81	-0,85
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram	29,51	68,41	72,96	170,88	-1,31
BOD5	gram	0,09	23,76	0,17	24,02	-0,01
COD	gram	0,0080	199,07	3,84	202,92	-0,25
Cadmium, Cd	gram			0,010968	0,010968	-0,002545
Kviksølv, Hg	gram		2,53E-05	0,000331	0,000357	-0,000069
Bly, Pb	gram	0,0080		0,83	0,84	-0,25
Radioaktive emiss. total	kBq			2.693	2.693	-19

Tabel 10.12
Emissioner til vand for 33 cl ståldåser.

Emissioner til vand for 50 cl ståldåser pr 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		Dåser	Øvrige emballager			
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram	0,0945	0,0088	6,0613	6,1646	-0,2675
Phosphat	gram			7,09	7,09	-1,91
Fedt og olie	gram	17,42	0,45	39,94	57,82	-0,56
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram	21,21	45,15	55,06	121,43	-0,87
BOD5	gram	0,08	15,68	0,13	15,89	-0,01
COD	gram	0,0053	131,38	3,01	134,40	-0,16
Cadmium, Cd	gram			0,008640	0,008640	-0,001681
Kviksølv, Hg	gram		1,67E-05	0,000257	0,000274	-0,000046
Bly, Pb	gram	0,00052		0,66	0,66	-0,16
Radioaktive emiss. total	kBq			2.050	2.050	-13

Tabel 10.13
Emissioner til vand for 50 cl ståldåser.

Fra processer

Emissioner til vand fra processer stammer primært fra udvinding og oparbejdning af jernmalm og skrot samt fra fremstilling af dåser (organiske stoffer samt fedt og olie).

Den biologiske belastning (BOD og COD) stammer hovedsagelig fra fremstilling af karton.

Primære energikilder

De væsentligste emissioner til vand fra udvinding af energikilder er vandbårne radioaktive udslip samt olie, fedt og andre organiske stoffer.

10.2.5 Affald

Der er foretaget en opgørelse af affaldsmængderne ved kassation af ikke returnerede emballager, fra processer og fra energiproduktion.

Opgørelsen for 33 cl ståldåser er vist i tabel 10.14 og i tabel 10.15 er vist en opgørelsen for 50 cl dåser.

Kasserede emballager

De kasserede emballager, der bortskaffes ved forbrænding, deponering eller diffust i naturen, omfatter dels ståldåser og aluminiumslåg og dels Hi-Cone og kartonbakker.

Energiproduktion

Affaldsmængderne fra energiproduktion er relativt små og udgøres primært radioaktivt affald samt uspecificeret affald.

Undgået affald

Det "undgående affald" repræsenterer den affaldsmængde, der kan spares, såfremt energien fra affaldsforbrændingen udnyttes maksimalt.

Affald for 33 cl ståldåser pr 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgået affald
		Dåser	Øvrige emballager			
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballager	gram	5.504,0	11.641,1		17.145,1	
Deponering af emballager	gram	1.376,0	2.910,3		4.286,3	
Kassation i naturen af emballager	gram	1.720,0	258,5		1.978,5	
Industriaffald						
Træ	gram	234,0			234,0	
Rødslam	gram	11.955			11.955	
Industriaffald generelt	gram			49.438	49.438	-11.730,8
Miljøfarligt affald						
Slam fra industriel vandrensning (PLM)	gram	1.204,0			1.204,0	
Olie	gram	428,0			428,0	
Opløsningsmidler	gram	81,0			81,0	
Farverester	gram	144,0			144,0	
Miljøfarligt affald generelt	gram			85,5	85,5	-7,8
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	liter			0,177	0,177	-0,0028
Uspecificeret affald						
Uspecificeret	gram	9.094,1	1.074,9		10.169,0	

Tabel 10.14
Affaldsmængder for 33 cl ståldåser.

Affald for 50 cl ståldåser pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgået affald
		Dåser	Øvrige emballager			
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballager	gram	4.678,4	7.709,8		12.388,2	
Deponering af emballager	gram	1.169,6	1.927,4		3.097,0	
Kassation i naturen af emballager	gram	1.462,0	203,9		1.665,9	
Industriaffald						
Træ	gram	154,0			154,0	
Rødslam	gram	7.890			7.890	
Industriaffald generelt	gram			38.644	38.644	-7.746,0
Miljøfarligt affald						
Slam fra industriel vandrensning (PLM)	gram	795,0			795,0	
Olie	gram	283,0			283,0	
Opløsningsmidler	gram	53,4			53,4	
Farverester	gram	94,8			94,8	
Miljøfarligt affald generelt	gram			66,4	66,4	-5,2
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	liter			0,136	0,136	-0,00185
Uspecificeret affald						
Uspecificeret	gram	7.489,2	709,4		8.198,6	

Tabel 10.15
Affaldsmængder fra 50 cl ståldåser.

10.3 Vurdering af kortlægningen

10.3.1 Udgangspunkt

Dåsen

Systemet for ståldåser er opstillet ud fra generelle antagelser om at en ståldåse, der skal anvendes i Danmark, kan forventes at blive produceret i Mellemeuropa, England, Sverige eller Norge. Ligeledes er det antaget, at materialegenvindingen formentlig vil ske i udlandet.

Der er taget udgangspunkt i eksisterende tyske, svenske og engelske undersøgelser samt oplysninger fra specifikke franske og engelske producenter.

Kartonbakker og Hi-Cone

Ved kortlægningen af kartonbakker og Hi-Cone er der taget udgangspunkt i de oplysninger, det har været har muligt at indhente i forbindelse med kortlægning af aluminiumsdåser.

Ud fra oplysninger om materialetyper og mængder er der for kartonbakker og Hi-Cone foretaget en opgørelse af forbruget af ressourcer og fremkomsten af emissioner på basis af generelle værker (fx. BUWAL).

Hjælpestoffer

De hjælpestoffer, der anvendes ved fremstilling og anvendelse af dåserne er opgjort, men fremstillingen af disse er ikke medtaget i kortlægningen. Der er alene foretaget en opgørelse af mængder.

Øvrige forhold

I kortlægningen er ikke medtaget paller eller andet transportmateriel.

I forbindelse med distributionssystemet er der ikke taget hensyn til eventuelle specielle krav omkring transportmateriel, depoter m.v. Der er alene set på den mængde emballage (dåser og bakker), der skal transporteres rundt.

10.3.2 Returprocent

Da der ikke er tale om en genpåfyldelig emballage, kan en egentlig genbrugsprocent og dermed et triptal, ikke defineres.

Derimod er der i systemet forudsat en høj grad af materialegenvinding og det er forudsat, at forbrugeren returnerer 90% af den brugte emballage. Derefter separeres dåserne i stål og aluminium, hvorefter stålskrottet oparbejdes og genvindes. Aluminiumet kan anvendes til andre formål.

En returprocent på 90% forudsætter et pantsystem med en pant af samme størrelsesorden som den man i dag kender for returflasken. I nærværende vurdering er der ikke taget stilling til selve etableringen af et sådant pantsystem.

10.3.3 Manglende data

I kortlægningen indgår ikke en opgørelse af ressourceforbrug for lak og trykfarve til dåser og kartonbakker.

Det har ikke været muligt at fremskaffe oplysninger fra leverandør eller andre specifikationer af lakken. Det kan derfor ikke vurderes, hvilken betydning en udeladelse af lakken har for den samlede opgørelse.

Der anvendes 4-5 kg lak til lakering af dåserne til distribution af 1.000 liter. Der anvendes 0,10-0,15 kg trykfarve til trykning af dåser, samt en mindre mængde til tryk på kartonbakker til distribution af 1.000 liter. Da forbruget er relativt beskedent, vil en udeladelse af trykfarven i den samlede opgørelse ikke være af væsentlig betydning.

Bortskaffelse

For de dåser, der ikke returneres til oparbejdning, er det forudsat, at disse bortskaffes gennem dagrenovationen eller henkastes i naturen. Fordelingen mellem disse to bortskaffelsesformer er sat til 80% til dagrenovationen og 20% i naturen. For Hi-Cone er det forudsat, at disse bortskaffes via dagrenovationen. For kartonbakker er det forudsat, at 50% genvindes og at 50% bortskaffes via dagrenovationen. Dagrenovation forudsættes, at omfatte 80% forbrænding og 20% deponering.

10.3.4 Usikkerheder

I det følgende er usikkerhederne på de enkelte data kommenteret. I bilag 2 er samlet tabeller over usikkerheder, og der er gennemført beregninger vedrørende energi. Sidst i nærværende kapitel er usikkerhederne vist sammen med nøgletallene for kortlægningen.

Materialer

Opgørelserne af materialeforbrug til fremstilling af stål og aluminium bygger dels på oplysninger fra litteraturen og dels på specifikke oplysninger om aktuelle produktionsforhold.

Det antages, at usikkerheden for forbruget af materialer og hjælpestoffer til fremstilling af stål og aluminium ligger i størrelsesorden 25%.

Materialer til fremstilling af kartonbakker og Hi-Cone bygger på generelle data. Usikkerheden på disse materialeforbrug skønnes at være omkring 25%.

Energi

Energiforbruget ved materialefremstilling er dels baseret på litteraturoplysninger og dels på specifikke procesoplysninger. Usikkerheden skønnes derfor at være 25%.

Fremstilling af emballager er baseret på specifikke produktionsoplysninger og usikkerheden skønnes til 10%.

Usikkerheden på energidata for tapning,forbrug og bortskaffelse er skønnet til 50%.

Såfremt ståldåserne skal oparbejdes i Danmark, vil det kræve en genvinding og aftinning af ståldåserne. Det vurderes, at hvis denne genvinding inddrages i kortlægningen vil usikkerheden på energiforbruget til genvinding være 50%.

Energiforbruget til Hi-Cone og kartonbakker er baseret på generelle data fra litteraturen, hvor usikkerheden skønnes til 50%.

Energiforbruget til transport er bestemt ud fra transportafstande i et ikke eksisterende gennemsnitssystem samt generelle litteraturoplysninger. Usikkerheden skønnes at være 100%.

Emissioner

Emissioner til luft stammer primært fra produktion og transport. Usikkerheden skønnes at ligge i størrelsesordenen 50%.

Emissionerne til vand stammer primært fra produktion af kartonbakker. Oplysningerne er baseret på litteraturdata og usikkerheden skønnes at ligge i størrelsesordenen 50%.

Opgørelse af affald stammer fra litteraturdata og specifikke produktionsdata. Usikkerheden skønnes at ligge i størrelsesordenen 50%.

10.3.5 Følsomhedsanalyse af energiforbrug

I dette afsnit vil nogle af de foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænsers indflydelse på resultaterne blive vurderet. Dette gøres ved hjælp af følsomhedsanalyser på det direkte energiforbrug. Vurderingen afsluttes med en vurdering af en usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug for processer og transport.

De foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænser vil desuden have indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder. Det har ikke været muligt at foretage følsomhedsanalyser for indvirkninger på disse inden for projektets rammer.

De opstillede antagelser og forudsætninger for beregningerne fremgår af delrapport 4. Følsomhedsvurderingerne tager udgangspunkt i en returprocent på 90% (bortset fra den, der analyserer returprocenten).

Beregningerne gennemføres både for 33 cl og 50 cl dåser.

Returprocent

Der er taget udgangspunkt i en returprocent på 90% for beregningerne af systemet for ståldåser. Returprocenten fra aluminiumsdåserne anvendes. Den har i Sverige gennem de sidste år ligget omkring samme niveau på 85%, men målet er at nå 90% i 1994/95.

Returprocenten kan afhænge af bl.a. pantens størrelse, oplysningskampagner, indsamlingsordninger og returneringsmuligheder.

Af tabel 10.16 ses en sammenlignende gennemregning for returprocenter på 85%, 95% og 98,5%. 98,5% er valgt med henblik på en sammenstilling med de genpåfyldelige flasker af glas.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret	Returprocent 85%	Returprocent 90%	Returprocent 98,5%
Udvinding af råvarer og fremstilling af materialer	2.049 MJ	1.969 MJ	1.833 MJ
Fremstilling af dåser	633 MJ	633 MJ	633 MJ
Tapning	55 MJ	55 MJ	55 MJ
Distribution	26 MJ	26 MJ	26 MJ
Forbrug	1 MJ	1 MJ	1 MJ
Genvinding af stål	1.217 MJ	1.272 MJ	1.364 MJ
Affaldsbehandling	- 31 MJ	- 21 MJ	- 3 MJ
Hi-Cone og kasser	828 MJ	828 MJ	828 MJ
Total	4.778 MJ	4.763 MJ	4.737 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 10.16
Energiforbrug til systemet for 33 cl ståldåser med varierende returprocenter.

Det ses af tabel 10.16, at returprocenten stort set ingen indflydelse har på det samlede energiforbrug i systemet. Ved højere returprocenter mindskes energiforbruget til udvinding af råvarer, men denne gevinst går stort set lige op med det ekstra energiforbrug, der er med genvindingen af materialer.

Andel primær aluminium

Retursystemet for ståldåser skal tilføres en mængde aluminium, der svarer til den mængde aluminium, der netto går ud af systemet som ikke-returnerede dåser, processpild og slagger fra genvindingen.

Der er i beregningerne taget udgangspunkt i, at lågene til dåserne fremstilles af 25% primær aluminium. Dette er gjort på baggrund af oplysninger fra PLM.

Der har tidligere været oplysninger om, at lågene fremstilles af primær aluminium.

Der er foretaget følsomhedsanalyse for følgende 4 scenarier vedrørende andelen af primær aluminium er i forhold til andelen af sekundær aluminium.

1) Dåsernes låg består af 25% primær aluminium.

2) Dåsernes låg består af primær aluminium. Der fremkommer et netto-overskud af sekundært aluminium i systemet. Dette tilgodeskrives systemet efter 50/50 allokeringsprincippet jf. kapitel 4.

3) Dåsernes låg består af sekundær aluminium. Anvendelsen af denne sekundære aluminium (dvs. den mængde, der netto går ind i systemet) henregnes til systemet efter 50/50-allokeringsprincippet jf. kapitel 4.

4) Systemet tilføres den mængde aluminium, der er nødvendigt, fordi der tabes aluminium i systemet. Den tilførte aluminium er primær aluminium.

Følsomhedsanalysen er baseret på 33 cl og 50 cl dåser med en returprocent på 90%. Værdierne i tabel 10.17 er afrundede.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret	33 cl dåser Total	Difference til basis	50 cl dåser Total	Difference til basis
Scenarium 1) 25% af låg primær alu.	4.763 MJ	Dette er basis	3.547 MJ	Dette er basis
Scenarium 2) Låg af primær aluminium	4.983 MJ	+ 220 MJ	3.692 MJ	+ 145 MJ
Scenarium 3) Låg af sekundær aluminium	4.689 MJ	- 73 MJ	3.498 MJ	- 48 MJ
Scenarium 4) Tabt mængde = primær alu.	4.914 MJ	+ 152 MJ	3.647 MJ	+ 100 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 10.17
Energiforbrug til systemet for 33 cl og 50 cl ståldåser med varierende andele primær aluminium og sekundær aluminium.

Det ses af tabel 10.17, at det samlede energiforbrug i systemet for 33 cl ståldåser varierer med hhv en reduktion på 73 MJ/1.000 liter til en forøgelse på 220 MJ/1.000 liter, alt efter forudsætningerne for systemet.

Det ses endvidere af tabellen, at det samlede energiforbrug i systemet for 50 cl ståldåser varierer med hhv en reduktion på 49 MJ/1.000 liter til en forøgelse på 145 MJ/1.000 liter, alt efter forudsætningerne for systemet.

Lettere dåser

PLM Fosie har oplyst, at aluminiumsdåserne nu kan produceres med en lettere vægt (ca. 5%).

Hvis det antages, at også ståldåserne kan produceres med 5% lavere vægt, vil det føre til en samlet energibesparelse på 129 MJ/1.000 liter for 33 cl dåser og 116 MJ/1.000 liter for 50 cl dåser.

Diffus forurening

Der er i beregningerne taget udgangspunkt i en antagelse om, at 20% af de ikke-returnerede dåser ender som diffus forurening i naturen. De nøjagtige forhold kendes ikke, men hvis man antager, at 100% går til dagrenovation, og dermed til 20% deponi og 80% til affaldsforbrændingsanlæg, svarer det til, at det samlede energiforbrug for systemet bliver reduceret med 6 MJ/1.000 liter for 33 cl dåser og med 4 MJ/1.000 liter for 50 cl dåser. Antagelsen er ikke af afgørende betydning for det samlede energiforbrug, men vil have væsentlig betydning for de samlede affaldsmængder.

Antagelsen for diffus forurening kan dog have væsentlig betydning for opgørelserne af affaldsmængder.

Allokering for natriumhydroxid

Ved fremstilling af natriumhydroxid fremstilles endvidere chlor. Hele energiforbruget ved fremstillingen er tilskrevet natriumhydroxid (se delrapport 3 afsnit 1.3). Der er taget udgangspunkt i en økonomisk vurdering for denne allokering. Det samlede energiforbrug til processen udgør ca. 34 MJ/1.000 liter for 33 cl dåser og ca. 33 MJ/1.000 liter for 50 cl dåser. En anderledes allokeringsregel vil maximalt give systemet en fraskrivelse på dette energiforbrug, som er uden betydning for det samlede energiforbrug.

Transport

Der er foretaget en del forudsætninger og antagelser i forbindelse med transport i systemet for de anvendte transportkapaciteter, dvs. den grad, transportmidlets kapacitet udnyttes, om der køres med tomme lastbiler den ene vej etc. (se delrapport 7). For at undersøge, hvilken indflydelse, disse antagelser har, er der gennemført følsomhedsanalyser for transporten.

Det samlede transportbehov i systemet for 33 cl dåser svarer til ca. 313 MJ/1.000 liter. Heraf udgør transporten ved distribution 26 MJ/1.000 liter.

Det samlede transportbehov i systemet for 50 cl dåser svarer til ca. 253 MJ/1.000 liter. Heraf udgør transporten ved distribution 22 MJ/1.000 liter.

Hvis den gennemsnitlige transportkapacitet for alle transporter i systemet fordobles, vil det give en samlet besparelse på ca. 156 MJ/1.000 liter for 33 cl dåser og 127 MJ/1.000 liter for 50 cl dåser.

Hvis transporterne derimod kun er halvt så effektive vil det fordoble transportenergien, og dermed forhøje det samlede energiforbrug med ca. 313 MJ/1.000 liter for 33 cl dåser og med ca. 253 MJ/1.000 liter for 50 cl.

Som det beskrives i delrapport 7, er transporten mellem detailhandel og forbrugerens hjem med personbil ikke medtaget i beregningerne. Energiforbruget fra denne transport kan udgøre op mod 400 MJ/1.000 liter, alt efter, hvordan energien fordeles mellem emballage, produkt, transport af andre produkter og transport af mennesker. Energiforbruget for denne transport antages at være ens for alle emballagesystemerne - en bil bruger ikke mere eller mindre energi om man køber 4 liter øl i flasker eller på dåser.

Kartonbakker

Der er taget udgangspunkt i, at dåserne distribueres i kartonbakker, der anvendes én gang. Hvis disse kartonbakker blev genbrugt bare én gang, ville energiforbruget til fremstilling af karton og kasser halveres. Det ville betyde en besparelse på 370 MJ/1.000 liter og 240 MJ/1.000 liter for hhv. 33 cl dåser og 50 cl dåser. En tilsvarende mængde energi ville kunne tilgodeskrives systemet ved at medtage materialegenvinding af karton.

Udeladelser

I systemafgrænsningen er der foretaget en del afgrænsninger under hensyntagen til omfanget af projektet. Herunder er der ikke medtaget fremstilling af valseolie, compound, opløsningsmidler, hypochlorit, feldspat, flusmiddel, svovlsyre, natriumchlorat, natriumhydroxid, ilt, peroxid, svovldioxid, kaolin og stivelse, hydrogen m.m. Hjælpestofferne fremgår af bilag 1 og 2 i delrapport 3. En grov antagelse for vurdering af energiforbruget til fremstilling af disse hjælpestoffer er at tage udgangspunkt i energiforbruget til fremstilling af soda på ca. 6,5 MJ/kg soda. Den samlede mængde hjælpestoffer udgør ca. 25,3 kg for 33 cl dåser og 19,7 kg for 50 cl dåser, hvilket giver et samlet energiforbrug på hhv. ca. 170 og 130 MJ/1.000 liter.

Det skal dog bemærkes, at emissioner og affaldsprodukter fra disse processer, der ikke er medregnet, kan indebære væsentlige miljøpåvirkninger.

Samlet vurdering

For alle de ovennævnte vurderinger er der opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder i tabel 10.18. Alle betragtninger er foretaget for systemet for 33 cl ståldåser med en returprocent på 90% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i tabel 10.6 med 4.763 MJ/1.000 liter.

For alle de ovennævnte vurderinger er der ligeledes opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder for 50 cl dåser i tabel 10.19. Alle betragtninger er foretaget for systemet med en returprocent på 90% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i tabel 10.7 med 3.547 MJ/1.000 liter.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent (min 85%, max 98,5%)	-25 MJ	+15 MJ	-0,5%	+0,3%
Andel primær aluminium	- 73 MJ	+ 220 MJ	- 1,5%	+ 5%
Lettere dåser	- 166 MJ		- 3,5%	
Diffus forurening	- 6 MJ		- 0,1%	
Allokering for natriumhydroxid	- 34 MJ		- 0,7%	
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 156 MJ	+ 313 MJ + 400 MJ	- 3%	+ 7% + 8%
Kartonbakker	-370 MJ		- 8%	
Udeladelser		+ 170 MJ		4%
Samlet vurdering			- 5%	+ 5%

Tabel 10.18
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport for systemet for 33 cl ståldåser med en returprocent på 90%.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent (min 85%, max 98,5%)	- 30 MJ MJ	+ 18 MJ	- 0,8%	+ 0,5%
Andel primær aluminium	- 49 MJ	+ 145 MJ	- 1,4%	+ 4%
Lettere dåser	- 167 MJ		- 5%	
Diffus forurening	- 4 MJ		- 0,1%	
Allokering for natriumhydroxid	- 33 MJ		- 0,9%	
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 127 MJ	+ 253 MJ + 400 MJ	- 4%	+ 7% + 11%
Kartonbakker	- 240 MJ		- 7%	
Udeladelser		+ 130 MJ		4%
Samlet vurdering			- 5%	+ 5%

Tabel 10.19
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport for systemet for 50 cl ståldåser med en returprocent på 90%.

Det er ikke muligt at foretage en sammenlægning af de foretagne følsomhedsanalyser, da de forskellige faktorer indbyrdes påvirker hinanden. Tabellen giver en oversigt over, hvilke antagelser og forudsætninger, der har størst indflydelse på det totale energiforbrug.

De væsentligste af de ovennævnte forudsætninger vedrører returprocenten og andelen af primær aluminium i dåserne, samt transporten.

For 33 cl ståldåser vurderes det, at de samlede variationer som følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen -5% +5% for de 4.763 MJ/1.000 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 4.520-5.000 MJ/1.000 liter.

For 50 cl ståldåser vurderes det, at de samlede variationer som følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen -5% +5% for de 3.547 MJ/1.000 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 3.370-3.720 MJ/1.000 liter.

Det skal understreges, at de ovennævnte forudsætninger og antagelser godt kan have en væsentlig større indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder.

10.4 Nøgletal

I det følgende fremdrages de væsentligste nøgletal med hensyn til materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

10.4.1 Materialeforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste materialeforbrug vist i tabel 10.20.

Materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter				
Materiale		33 cl	50 cl	Usikkerhed
Dåser	Jernmalm	21,3 kg	18,4 kg	25%
	Bauxit	38,4 kg	25,3 kg	25%
Kartonbakker og Hi-Cone	Træ	20,2 kg	13,3 kg	25%
	Råolie	3,3 kg	2,1 kg	25%
Hjælpestoffer	Kalksten	4,9 kg	4,1 kg	10%
	Stensalt	2,5 kg	1,7 kg	10%
	Anodemateriale	3,4 kg	2,3 kg	10%
	Kul/koks	9,2 kg	7,9 kg	10%
	Tin	0,52 kg	0,46 kg	
	Kaolin, stivelse m.v.	2,2 kg	1,5 kg	10%
	Øvrige hjælpestoffer	2,6 kg	1,87 kg	10%
	Vand	1,5 m^3	1,0 m^3	10%
Fremkomne genanvendelige materialer	Kartonbakker	12,6 kg	8,33 kg	25%
Anvendte oparbejdede materialer	Stålskrot	14,9 kg	12,9 kg	25%
	Sek. aluminium	8,7 kg	5,8 kg	25%
	Returpapir	14,2 kg	9,3 kg	25%
Energifremstilling	Kalksten	4,0 kg	3,1 kg	50%
	Vand	11,1 m^3	8,7 m^3	50%
Undgåede materialer	Kalk	0,70 kg	0,46 kg	50%
	Vand	2,0 m^3	1,3 m^3	50%

Tabel 10.20
Materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter i ståldåser.

Det samlede materialeforbrug i forbindelse med distribution af 1.000 liter i 33 cl dåser udgør 148 kg materialer samt 13 m^3 vand. Til distribution i 50 cl dåser anvendes 124 kg materialer samt 10 m^3 vand.

For den mængde stålskrot og sekundært aluminium, der anvendes i systemet, er der medregnet 50% af miljøbelastningen for udvinding af og oparbejdning af materialer til stål og primært aluminium jf. den anvendte allokeringsmetode, se kapitel 4.

Det undgåede materialeforbrug repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares, hvis energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

10.4.2 Energiforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste direkte energiforbrug vedrørende processer og transport vist i tabel 10.21.

Energiforbrug ved distribution af 1.000 liter	Dåser 33 cl		Dåser 50 cl	
	Proces	Transport	Proces	Transport
Fremstilling af				
Dåser	2.457,1 MJ	145,2 MJ	1.728,3 MJ	117,5 MJ
Hi-Cone	49,5 MJ	2,2 MJ	32,7 MJ	1,4 MJ
Kartonbakker	732,3 MJ	25,6 MJ	483,3 MJ	16,9 MJ
Tin		0,6 MJ		0,5 MJ
Tapning	55,0 MJ		55,0 MJ	
Distribution		26,0 MJ		22,1 MJ
Forbrug	0,6 MJ		0,5 MJ	
Genvinding	1.177,5 MJ	93,9 MJ	1.008,9 MJ	80,0 MJ
Bortskaffelse (transport og forbrænding)	-22,6 MJ	1,7 MJ	-15,0 MJ	1,5 MJ
Anden transport		17,9 MJ		13,1 MJ
I alt	4.449,5 MJ	313,1 MJ	3.293,8 MJ	253,0 MJ
Total	4.763 MJ		3.547 MJ	

Tabel 10.21
Direkte energiforbrug ved distribution af 1.000 liter i ståldåser.

Beregning af usikkerhed er gennemført i bilag 2. Heraf fremgår det, at usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug er 16%, dvs. 4.760 MJ ± 740 MJ for 33 cl dåser og 3.550 MJ ± 550 MJ for 50 cl dåser.

Betydning af ændringer i systemet er belyst gennem følsomheds-analyser. Resultatet af disse viser, at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 4.520 MJ og 5.000 MJ for 33 cl dåser og mellem 3.370 MJ og 3.720 MJ for 50 cl dåser.

Valg af allokeringsprincipper har ligeledes betydning for resultatet. I kapitel 4 (tabel 4.3) er foretaget en vurdering, der viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 4.104 MJ og 4.733 MJ for 33 cl dåser og mellem 3.107 MJ og 3.556 MJ for 50 cl dåser som følge af anvendelse af forskellige allokeringsprincipper.

Energiressourcer

Forbruget af energiressourcer er beregnet på grundlag af det direkte energiforbrug.

Såfremt energi-indholdet fra forbrænding udnyttes maksimalt vil forbruget af ressourcer, som er anført i tabel 10.22, kunne reduceres med de mængder, der er anført under "undgåede energiressourcer".

Primære energiressourcer	Forbrug pr. 1.000 liter dist. 33 cl		50 cl	
	Forbrug	Undgåede ressourcer	Forbrug	Undgåede ressourcer
Stenkul	93,0 kg	30,3 kg	74,0 kg	20,0 kg
Brunkul	47,6 kg	0,35 kg	36,6 kg	0,23 kg
Råolie	55,5 kg	0,9 kg	42,7 kg	0,60 kg
Gas	34,5 Nm^3	0,53 Nm^3	25,5 Nm^3	0,35 Nm^3
Uran	3,38 gram	0,02 gram	2,57 gram	0,02 gram
Potentielt energiindhold i vand	804 MJ	1,6 MJ	551 MJ	1,0 MJ
Træ i skove	1,08 kg	0,31 kg	0,85 kg	0,21 kg

Tabel 10.22
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for ståldåser til distribution af 1.000 liter.

Usikkerheden og opgørelserne af primære energiressourcer skønnes at være omkring 50%.

10.4.3 Emissioner og affald

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste emissioner, og affaldsmængder vist i tabel 10.23.

Det har ikke været muligt at beregne usikkerheden på emissioner. Da et væsentligt bidrag til emissioner stammer fra primær energiproduktion, hvor usikkerheden er i størrelsesordenen 50%, vil usikkerheden på bestemmelse af de samlede emissioner ligge i størrelsesordenen 50-100%.

Emissioner pr. 1.000 liter distr.	33 cl		50 cl	
	Fremkommet	Undgåede emissioner	Fremkommet	Undgåede emissioner
Luft				
Partikler	1.431 gram	105 gram	1.115 gram	70 gram
Kuldioxid	431 kg	51 kg	333 kg	33 kg
Kulbrinter (methan+NMVOC)	1.880 gram	224 gram	1.440 gram	148 gram
Svovldioxid	3.229 gram	214 gram	2.454 gram	141 gram
Nitrogenoxider	1.354 gram	131 gram	1.048 gram	86 gram
Radioaktivitet	294.020 kBq	2.097 kBq	223.664 kBq	1.385 kBq
Vand				
BOD (biologisk iltforbrug)	24 gram	0,01 gram	16 gram	0,01 gram
COD (kemisk iltforbrug)	203 gram	0,3 gram	134 gram	0,2 gram
Organiske stoffer	171 gram	1,3 gram	121 gram	0,9 gram
Radioaktivitet	2.693 kBq	19 kBq	2.050 kBq	13 kBq
Affald				
Emballager i naturen	1,98 kg		1,67 kg	
Emballager til deponi	4,29 kg		3,10 kg	
Emballager til forbrænding	17,15 kg		12,39 kg	
Industriaffald	49,4 kg	11,7 kg	38,6 kg	7,7 kg
Miljøfarligt affald	1,94 kg	0,008 kg	1,29 kg	0,005 kg
Radioaktivt affald	0,18 liter	0,003 liter	0,14 liter	0,0002 liter
Uspecificeret affald	10,17 kg		8,20 kg	

Tabel 10.23
Emissioner og affald ved distribution af 1.000 liter i ståldåser.

11 Genpåfyldelige PET-flasker

11.1 Introduktion

I dette kapitel beskrives det eksisterende retursystem for genpåfyldelige 1,5 liters PET-flasker til læskedrikke, som det fungerer i Danmark i dag. Retursystemet for PET-flasker har eksisteret siden 1991.

Retursystemet for PET-flasker er stadigt under opbygning. Returprocenten har således endnu ikke nået et stabilt niveau, og der er ikke fuldt afklarede forhold omkring oparbejdningen af PET-flaskerne og mulighederne for anvendelse af det oparbejdede PET-scrap.

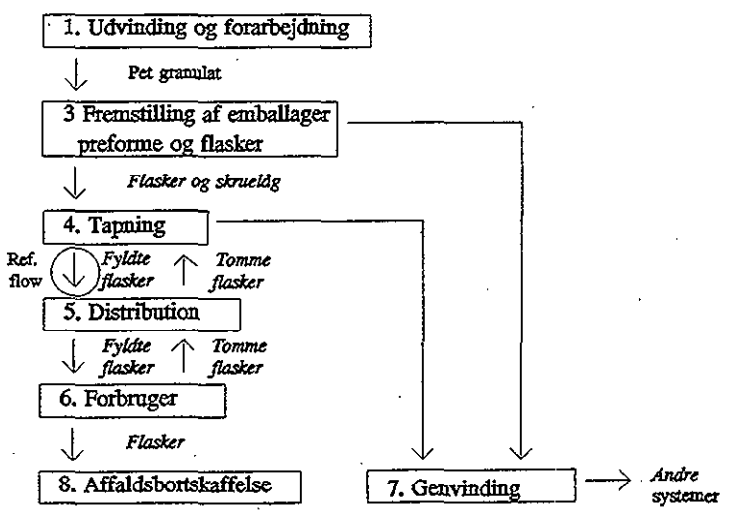
Kortlægningen er desuden suppleret med 0,5 liters genpåfyldelige PET-flasker, da denne emballagestørrelse, vil blive introduceret i Danmark i 1995.

Der redegøres for forbrug af materialer og energi. Desuden opgøres emissioner til luft og vand samt affald opstået i systemet.

11.1.1 Systembeskrivelse

Materialeflow

Det eksisterende retursystem for genpåfyldelige PET-flasker er skitseret i figur 11.1. Systemet er opdelt i 7 trin.



Figur 11.1
Livscyklustrin for genpåfyldelige PET-flasker.

Trin 1 og 2, udvinding og forarbejdning, er samlet under 1 og omfatter samtlige processer fra udvinding af olie og andre råmaterialer til og med fremstilling af PET-granulat.

Fremstilling af emballager består af produktion af pre-forms ("forforme") og PET-flasker.

Tapning omfatter påfyldning af flasker og påsætning af etiketter og skruelåg. Desuden sorteres og vaskes nye og gamle flasker samt kasserne.

Der tages i beregningerne udgangspunkt i et referenceflow ved distribution af 1.000 liter læskedrik. Referenceflowet er på figur 11.1 angivet med en cirkel.

Distributionstrinnet inkluderer transport fra tappehal over depot til detailhandel. Desuden inkluderes transport af returnerede flasker.

Forbrugertrinnet omfatter nedkøling af flaske og læskedrik.

Genvinding omfatter sammenpresning af de kasserede flasker, men ikke transport og videre oparbejdning af disse. En diskussion af denne systemgrænse findes i afsnit 1.3 Afgrænsninger.

Bortskaffelse af ikke-returnerede flasker inkluderer transport af dagrenovation fra forbruger til deponi og affaldsforbrændingsanlæg samt forbrænding.

Som det ses af figur 11.1 inkluderer det eksisterende danske system for PET-flasker returnering, vask og genpåfyldning af flaskerne, men ikke genvinding af materialerne inden for systemet.

Allokering

Oparbejdet PET kan ikke anvendes til fremstilling af levnedsmiddelemballager, men kun til produkter, der kan fremstilles af en ringere materialekvalitet. Da sekundært PET ikke kan genanvendes til flaskefremstilling allokeres hele miljøbelastningen ved fremstilling af nyt PET derfor til flaskesystemet.

Returprocent

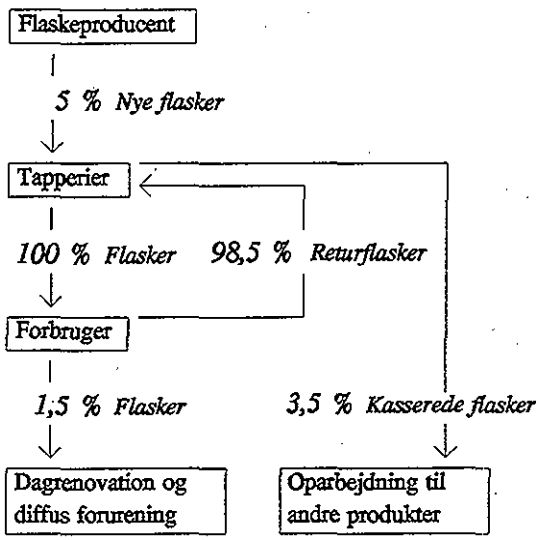
Retursystemet for PET-flasker har eksisteret siden 1991, og returprocenten har endnu ikke nået et stabilt niveau. Returprocenten har i hele perioden været stigende, og Danske Læskedrik Fabrikanter vurderer på baggrund af den seneste statistik, at returprocenten for PET-flasker vil nå op på samme niveau som returprocenten for de genpåfyldelige glasflasker, nemlig 98,5 (Danske Læskedrik Fabrikanter, 1993).

Der tages derfor udgangspunkt i en returprocent på 98,5%. Der er foretaget følsomhedsanalyse på denne antagelse med gennemførelse af beregninger med en returprocent på 90% og på 95%.

Genpåfyldning

Der kasseres en vis mængde PET-flasker på grund af slid og ridser, således at ikke alle de returnerede flasker genpåfyldes. Der angives et triptal for PET-flaskerne på mellem 20 og 25, dvs. at flaskerne i gennemsnit kan vaskes og genpåfyldes mellem 20 og 25 gange, før de kasseres. Dette svarer til, at 95%-96% af flaskerne genpåfyldes. Der er her taget udgangspunkt i, at 95% genpåfyldes, hvilket svarer til, at 98,5% af PET-flaskerne returneres, hvorefter 3,5% kasseres. Ændringer i kassationsprocenten er vurderet i følsomhedsanalysen, se afsnit 11.3.5.

Materialestrømmene i det eksisterende danske retursystem for PET-flasker fremgår af figur 11.2.



Figur 11.2
Det danske retursystem for genpåfyldelige PET-flasker.

I det eksisterende retursystem for genpåfyldelige flasker er der taget udgangspunkt i følgende emballager.

Emballage

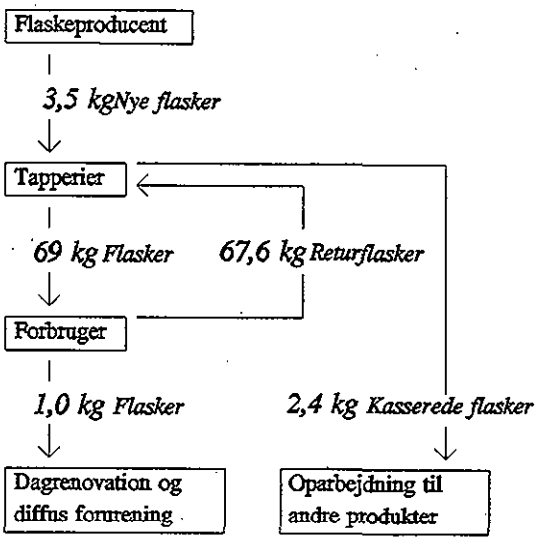
PET-flaskerne er fremstillet af polyethylentherephthalat og har en gennemsnitlig vægt på 103 g for 1,5 liters flasker og 52 g for 0,5 liters flasker (Holmia, 1993).

Skruelågene af polypropylen vejer i gennemsnit 2,8 gram for begge flaskestørrelser inklusive polyethylenindlæg. Etiketterne, der er fremstillet af bleget papir vejer i gennemsnit 0,96 gram pr. 1½ liters flaske og 0,535 pr. 0,5 liters flaske.

Flaskerne transporteres i plastkasser a 2,2 kg pr. kasse for 1,5 liters flaskerne (10-12 flasker pr. kasse). For 0,5 liters flaskerne benyttes kasser til 24 stk. efter 20 stk. Her tages udgangspunkt i kasser til 24 stk., der har en vægt på 1,3 kg. Begge kassetyper er fremstillet af HDPE (High Density Polyethylen).

Massebalance for 1,5 liters flasker

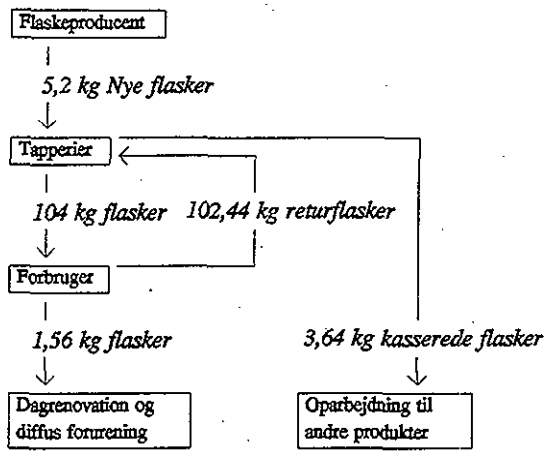
Massebalancen for distribution af 1.000 liter læskedrik i 667 stk. 1,5 liter PET-flasker i det eksisterende danske retursystem fremgår af figur 11.3.



Figur 11.3
Materialeflow i det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige 1,5 liters PET-flasker.

Massebalance for 0,5 liters flasker

Distribution af 1.000 liter læskedrik i 0,5 liters PET-flasker svarer til 2000 emballager. Massebalancerne dette retursystem fremgår af figur 11.4



Figur 11.4
Materialeflow for genpåfyldelige 0,5 liters PET-flasker.

11.1.2 Forudsætninger

Datagrundlag

PET-granulat bliver fremstillet i USA og Europa. Det er karakteristisk for plast-industrien, at der fra udvinding af olie til det færdige PET-granulat er mange konkurrerende producenter for hvert procestrin.

PET-flaskeproducenterne køber PET-granulat fra flere forskellige producenter, der igen benytter et netværk af råvareleverandører med varierende markedsandele. Det giver således ingen mening af forsøge at spore den PET, der benyttes i de danske flasker, tilbage til råvarerne. På denne baggrund er der taget udgangspunkt i generelle data fra litteraturen for fremstilling af PET.

En omfattende kortlægning af PET for APME/PWMI (Association of Plastics Manufacturers in Europe/European Centre for Plastics in the Environment) er foretaget af I. Boustad i 1993 og 1994. Kortlægningen, der tager udgangspunkt i de største producenter i Europa har desværre ikke foreligget tids nok til at kunne inddrages i nærværende kortlægning, da den først forventes offentliggjort i april 1995.

Data for fremstilling af PET er på denne baggrund baseret på BUWAL fra 1990.

For produktion af pre-forms er der taget udgangspunkt i Altoplast i Schweiz, der er hovedleverandører til Holmia i Kolding, der producerer PET-flasker til danske læskedrikfabrikanter. Endvidere er data indsamlet fra Continental PET samt Constar International og benyttet til følsomhedsanalyser for at vurdere betydningen af forskellene.

Data for tapning af PET-flaskerne er baseret på oplysninger fra danske tapperier.

Distributionssystemet for fyldte og tomme flasker er opstillet i samarbejde med Carlsberg.

Genvinding af PET-flaskerne bygger på data fra Schoeller Plast Enterprise.

Danske Læskedrik Fabrikanter har bidraget med oplysninger om returprocenter.

Eastman og Hoechst har deltaget med generelle oplysninger om PET-produktion og muligheder for genvinding, oparbejdning og anvendelsesmuligheder for de oparbejdede PET-flasker.

National Starch & Chemical har bidraget med oplysninger om lim til etiketter.

Det antages, at 50% af skruelågene returneres og materialegenvindes til andre formål, fx. urtepotter (Dadeko A/S, 1994).

Desuden er der så vidt muligt indsamlet data fra litteraturen til alle processer som sammenligningsgrundlag for de indsamlede stedsspecifikke data.

11.1.3 Afgrænsninger

Forbrugertrinnet

Som for de øvrige emballagesystemer medregnes transport mellem detailhandel og forbruger ikke.

Opbygning af flaskebestand

Som beskrevet i afsnit 3.6 er det for alle emballagesystemerne forudsat, at systemerne eksisterer, og forhold omkring etablering af produktionsfaciliteter og indsamlingsfaciliteter er ikke medtaget.

For systemet for genpåfyldelige PET-flasker betyder det, at der ikke er taget hensyn til, at det under indkøringen af systemet vil være nødvendigt at opbygge flaskebestanden. Der er således ikke taget hensyn til, at der under indkøringen af systemet skal produceres flere nye flasker, end der er behov for, når systemet er etableret.

Systemgrænse

Systemgrænsen for det opstillede retursystem for PET-flasker starter ved udvinding af olie og oparbejdning af denne.

"Graven" for PET-flaskens livscyklus er derimod ikke lige så klart defineret, idet materialet fra de oparbejdede PET-flasker benyttes til andre produkter.

Der er i dette system valgt at tage udgangspunkt i, at "graven" for PET-flasken defineres efter at de kasserede flasker er blevet komprimerede. Den videre transport og genvinding af materialet fra de komprimerede flasker tillægges det følgende system (fx. pro-duktion af fibre til tøj), og defineres derfor her som værende uden for systemgrænsen for PET-flaskernes livscyklus. Energiindholdet i de komprimerede flasker vil dog blive opgjort og diskuteret i rela-tion til systemgrænsen.

Genvinding

Det var oprindeligt intentionen at opstille forskellige scenarier for genvinding af PET, for at belyse de deraf følgende miljøpåvirkninger. Desværre har de relevante parter ikke ønsket at offentliggøre de nødvendige data, og alternative genvindingssystemer har derfor ikke kunnet opstilles.

Det kan dog kort nævnes, at der findes flere muligheder:

- De komprimerede PET-flasker kan oparbejdes og anvendes til andre produkter som f.eks polyesterfibre i tøj og emballager til andet end levnedsmidler. Denne vej går PET-flaskerne fra det eksisterende danske system i dag.

- Kemisk genvinding af PET-flaskerne til ethylenglycol og DMT (methanolyse) og fremstilling af nyt PET og PET-flasker ud fra disse råvarer. Processen er dyr både økonomisk og energimæssigt, og har i USA vist sig at være urentabel.

- Fremstilling af flasker bestående af 3 lag, hvor det midterste lag består af oparbejdet PET, mens de yderste lag består af nyt PET. Det midterste lag PET er genvundet fra brugte, kasserede PET-flasker. Denne mulighed ligger i fremtiden, men er ikke færdigudviklet.

11.2 Resultater

I det følgende opstilles resultaterne for kortlægningen af genpåfyldelige PET-flasker på henholdsvis 0,5 liter og 1,5 liter. De anførte resultater er baseret på delrapport 5, hvori der findes procesbeskrivelser samt opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for de enkelte livscyklustrin.

Resultaterne er opstillet for hele livscyklus og opdelt i materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

I opgørelsen er forudsat en returprocent på 98,5% fra forbruger til tapperi og en kassation på tapperiet svarende til 3,5%, således at genbrugsprocenten er 95%. Dette svarer til et triptal på 20.

11.2.1 Materialer

Det samlede materialeforbrug for distribution af 1.000 liter læskedrik i genpåfyldelig PET-flasker er opgjort for hele livscyklus. Resultaterne for 1,5 liters emballager og 0,5 liters emballager er vist i tabel 11.1 og 11.2.

Materialeforbruget er opdelt på materialeforbrug til selve flasken og materialeforbrug til skruelåg, etiketter og kasser.

Dertil kommer materialeforbrug vedrørende primær energiproduktion, som dels omfatter materialer, der indgår i selve energifremstillingen, men også materialer til bygninger, procesudstyr m.v. relateret til energifremstillingen.

Ved affaldsforbrænding udvikles en vis energimængde. Såfremt denne udnyttes maksimalt til kraft/varme-produktion kan der spares energi og dermed også materialer. De anførte materialeforbrug under "undgåede materialeforbrug" repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares.

Materialeforbrug for genpåfyldelige PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede materiale-forbrug
		PET-flasker	Øvrige emballager			
Råmaterialer						
Råolie	gram	13.922	4.337		18.259	
Hydrogen (brint)	gram	82	4		86	
Oxygen (ilt)	gram	1.828	9,9		1.838	
Træ	gram		1.403		1.403	
Returpapir	gram				0	
Jernmalm	gram			301	301	-60,5
Hjælpematerialer						
Smøremiddel	gram	0,07	0,00		0,070	
Opløsningsmiddel	gram	0,14			0,14	
Saltsyre	gram	0			0	
Natriumhydroxid	gram	3.335	14,9		3.350	
Smøremiddel	gram	83,33	0,0009		83,33	
Svovlsyre (ukendt koncentration)	gram		11,59		11,59	
Tin	gram			0,03	0	-0,0006
Kalk	gram		4,1		4,1	
Chlor	gram		9,9		9,9	
Natriumchlorat	gram		11,6		11,6	
Peroxid	gram		1,7		1,7	
Svovldioxid	gram		6,6		6,6	
Kaolin og binder	gram		218,6		218,6	
Trykfarver	gram		30,0		30,0	
Pigmenter	gram		21,1		21,1	
Silicone	gram		0,0		0,0	
Diverse hjælpestoffer (ikke specificeret)	gram	69,81	312,0		382	
Vand	liter	177	55	2.192	2.424	-814
Fremkomne, Genanvendelige materialer og sideprodukter						
Sideprodukter (uspecificeret	gram	- 4.522			-4.522	
Sideprodukter m. brændværdi	gram	-7.294	-2.091		-9.384	
PET-scrap (fra fremstilling og kasserede flasker)	gram	2.438			2.438	
Polypropylen (fra skruelåg)	gram		994		994	
Polyethylen (fra kasser)	gram		220		220	

Tabel 11.1
Materialeforbrug for 1,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

1,5 liters flasker

Til distribution af 1.000 liter læskedrik i 1,5 liters emballager skal der fremstilles 3,5 kg nye flasker, - de resterende 65,2 kg er returnerede flasker, der vaskes, sorteres og genpåfyldes.

Til fremstilling af nye flasker anvendes 14 kg råolie og 4 kg råolie til kapsler og plastkasser. Ud over PET-granulat fremkommer en del sideprodukter, der anvendes uden for systemet. Disse sideprodukter udgør en væsentlig mængde: 13,8 kg. Det har ikke været muligt at fastlægge typen og værdien af disse sideprodukter.

Den samlede mængde råmaterialer er af samme størrelsesorden som produktionen af PET-granulat og sideprodukter.

Flaskevask

Ved vask af 1,5 liters flasker er der et relativt lille forbrug af vand og lud på 3,3 kg lud (27% natriumhydroxid) samt 0,2 m^3 vand.

Skruelåg og kasser

Til fremstilling af skruelåg og kasser anvendes råolie som råmateriale. Til fremstilling af etiketter anvendes træ som råmateriale.

Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve til etiketter og kasser er ikke opgjort.

Det samlede forbrug af opgjort råmaterialer for 1,5 liters flasker til etiketter, skruelåg og kasser udgør ca. 4,3 kg pr. 1.000 liter distribueret.

Det samlede forbrug af hjælpematerialer for 1,5 liters flasker til etiketter, skruelåg og kasser udgør ca. 0,7 kg pr. 1.000 liter distribueret.

Energifremstilling

Forbruget af materialer til energifremstilling omfatter hjælpematerialer til energiproduktionsprocesser og til renseprocesser (fx. røggasrensning) samt materialer til fremstilling af bygninger og produktionsudstyr. De grundliggende data gør det ikke muligt at foretage en klar skelnen, - se delrapport 7. I de videre vurderinger af materialeforbrug vil kun blive medtaget forbruget af vand.

Ud- og indgående strømme

Kasserede 1,5 liters flasker fra tapning indsamles og kan anvendes til andre formål. Mængden udgør 2,4 kg. Denne mængde henregnes dog fuldt ud til flaskesystemet, da sekundært PET ikke kan anvendes til levnedsmiddelemballage, som beskrevet i afsnit 4.5.7.

Derudover indsamles 0,22 kg plastkasser pr. 1.000 liter distribueret læskedrik. Dette plast kan genvindes og anvendes til produktion af andre produkter.

Materialeforbrug for genpåfyldelige PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede materiale-forbrug
		PET-flasker	Øvrige emballa-ger			
Råmaterialer						
Råolie	gram	21.086	12.034		33.119	
Hydrogen (brint)	gram	124	12		135	
Oxygen (ilt)	gram	2.768	16,6		2.785	
Træ	gram		2.345		2.345	
Returpapir	gram				0	
Jernmalm	gram			456	456	-115,4
Hjælpematerialer						
Smøremiddel	gram	0,11	0,00		0,106	
Opløsningsmiddel	gram	0,21			0,21	
Saltsyre	gram	0			0	
Natriumhydroxid	gram	3.336	24,9		3.360	
Smøremiddel	gram	83,33	0,0007		83,33	
Svovlsyre (ukendt koncentration)	gram		19,38		19,38	
Tin	gram			0,05	0,5	-0,0012
Kalk	gram		6,9		6,9	
Chlor	gram		16,6		16,6	
Natriumchlorat	gram		19,4		19,4	
Peroxid	gram		2,8		2,8	
Svovldioxid	gram		11,1		11,1	
Kaolin og binder	gram		365,5		365,5	
Trykfarver	gram		30,0		30,0	
Pigmenter	gram		57,4		57,4	
Silicone	gram		0,0		0,0	
Diverse hjælpestoffer (ikke specificeret)	gram	105,73	532,2		638	
Vand	liter	177	95	3.175	3.447	-1554
Fremkomne, genanvendelige materialer og sideprodukter						
Sideprodukter (uspecificeret)	gram	-6.849			-6.849	
Sideprodukter m. brændværdi	gram	-11.047	-5.801		-16.848	
PET-scrap (fra fremstilling og kasserede flasker)	gram	3.693			3.693	
Polypropylen (fra skruelåg)	gram		2.982		2.982	
Polyethylen (fra kasser)	gram		163		163	

Tabel 11.2
Materialeforbrug for 0,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

0,5 liters flasker

Til distribution af 1.000 liter læskedrik i 0,5 liters emballager skal der fremstilles 5,2 kg nye flasker, - de resterende 102,4 kg er returnerede flasker, der vaskes, sorteres og genpåfyldes.

Til fremstilling af nye flasker anvendes 21 kg råolie og til plastkasser og kapsler 12 kg råolie. Ud over PET-granulat fremkommer en del sideprodukter, der anvendes uden for systemet.

Disse sideprodukter udgør en væsentlig mængde: 23,7 kg. Det har ikke været muligt at fastlægge typen og værdien af disse sideprodukter.

Flaskevask

Ved vask af 0,5 liters flasker er der et relativt lille forbrug af vand og lud på 3,3 kg lud (27% natriumhydroxid) samt 0,2 m^3 vand.

Skruelåg og kasser

Til fremstilling af skruelåg og kasser anvendes råolie som råmateriale. Til fremstilling af etiketter anvendes træ som råmateriale.

Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve til etiketter og kasser er ikke opgjort.

Det samlede forbrug af opgjort råmaterialer for 0,5 liters flasker til etiketter, skruelåg og kasser udgør ca. 14 kg pr. 1.000 liter distribueret.

Det samlede forbrug af hjælpematerialer for 0,5 liters flasker til etiketter, skruelåg og kasser udgør ca. 1,1 kg pr. 1.000 liter distribueret.

Energifremstilling

Det opgjort materialeforbrug til energifremstilling omfatter hjælpematerialer til energiprocesser og til renseprocesser (fx. røggasrensning) samt materialer til fremstilling af bygninger og produktionsudstyr. De grundliggende data gør det ikke muligt at foretage en klar skelnen, - se delrapport 7. I de videre vurderinger af materialeforbrug vil kun blive medtaget forbruget af vand.

Ud- og indgående strømme

Kasserede 0,5 liters flasker fra tapning indsamles og kan anvendes til andre formål. Mængden udgør 3,6 kg. Denne mængde henregnes dog fuldt ud til flaskesystemet, da sekundært PET ikke kan anvendes til levnedmiddelemballage.

Derudover indsamles 0,16 kg plastkasser pr. 1.000 liter distribueret læskedrik. Dette plast kan genvindes og anvendes til produktion af andre produkter.

11.2.2 Energi

Energiforbruget er opgjort som det direkte energiforbrug i form af energi til processer og transport.

Det direkte energiforbrug er derefter omregnet til forbrug af primære energiressourcer.

Principperne for opgørelse af primær energi er beskrevet i delrapport 7.

Direkte energiforbrug

Det samlede direkte energiforbrug for processer og transport opdelt på de enkelte trin i livscyklus er vist for 1,5 liters emballager i tabel 11.3 og for 0,5 liters emballager i tabel 11.4.

Den energimængde, der udvikles ved affaldsforbrænding, er modregnet i opgørelse af det direkte energiforbrug.

Som beskrevet i afsnit 4.3.7, tilgodeskrives systemet 50% af den endelige affaldsforbrænding af den sekundære PET.

Energiforbrug for genpåfyldelige PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Procent
		PET-flasker	Øvrige emballager		%
Fremstilling af råvarer og PET-granulat	MJ	271,1		4,8	30,3
Fremstilling af emballager: preforms	MJ	12,5		4,6	1,9
Fremstilling af emballager: flasker	MJ	21,8		0,4	2,4
Tapning	MJ	357,3		0,0	39,3
Distribution	MJ	0,0		40,5	4,5
Forbrug	MJ	0,0		0,0	0,0
Genvinding af flasker	MJ	0,1		0,7	0,1
Bortskaffelse	MJ	-59,0		0,1	-6,5
Etiketter og lim, fremstilling og distribution	MJ		38,4	1,7	4,4
Etiketter og lim, bortskaffelse	MJ		-0,1	0,2	0,0
Skruelåg, fremstilling og distribution	MJ		148,1	2,5	16,6
Skruelåg, bortskaffelse	MJ		-31,5	0,1	-3,4
Kasser, fremstilling og distribution	MJ		15,7	89,2	11,5
Kasser, bortskaffelse	MJ		-9,5	0,1	-1,0
SUM	MJ	604,0	161,1	144,8	100
SUM ialt	MJ	909,9			

Tabel 11.3
Direkte energiforbrug for 1,5 liters genpåfyldelige PET-flasker.

Energiforbrug for genpåfyldelige PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Procent
		PET-flasker	Øvrige emballager		%
Fremstilling af råvarer og PET-granulat	MJ	410,7		7,2	28,0
Fremstilling af emballager: preforms	MJ	18,9		6,9	1,7
Fremstilling af emballager: flasker	MJ	33,1		0,6	2,3
Tapning	MJ	544		0,0	36,5
Distribution	MJ	0,0		61,3	4,1
Forbrug	MJ	0,0		0,0	0,0
Genvinding af flasker	MJ	0,2		1,1	0,1
Bortskaffelse	MJ	-89,3		0,2	-6,0
Etiketter og lim, fremstilling og distribution	MJ		64,1	2,9	4,5
Etiketter og lim, bortskaffelse	MJ		-0,1	0,3	0,0
Skruelåg, fremstilling og distribution	MJ		444,3	7,5	30,3
Skruelåg, bortskaffelse	MJ		-94,5	0,4	-6,3
Kasser, fremstilling og distribution	MJ		11,6	65,9	5,2
Kasser, bortskaffelse	MJ		-7,0	0,0	-0,5
SUM	MJ	917,6	418,4	154,3	100
SUM ialt	MJ	1.490,2			

Tabel 11.4
Direkte energiforbrug for 0,5 liters genpåfyldelige PET-flasker.

De væsentligste energiforbrug findes ved tapning, ved fremstilling af PET-granulat, og ved fremstilling af skruelåg. Til distribution anvendes kun et lille energiforbrug, -4-5%.

Der anvendes ca. 45% mere energi til 0,5 liters emballager end til 1,5 liters emballager. Dette skyldes primært den større materialemængde til de små flasker samt et merforbrug af etiketter og skruelåg.

Der er gennemført en beregning af usikkerheden på bestemmelsen af det direkte energiforbrug. Dette er vist i bilag 2 og resultatet er vist under nøgletal i afsnit 11.4.

Energiressourcer

Der er foretaget en omregning af det direkte energiforbrug til primært energiforbrug.

I tabel 11.5 og 11.6 er vist de energityper (kul, olie, el), der anvendes for det samlede energiforbrug til processer og transport.

Endvidere er den mængde energi, der er bundet i materialerne, opgjort. Energiindholdet er bestemt ud fra nedre brændværdi for de respektive materialer.

En del af den energimængde, der er bundet i materialerne, vil blive frigjort ved forbrænding.

Energiforbrug fordelt på energityper for genpåfyldelige PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport	MJ	142,6
Svær fuelolie til transport	MJ	2,2
Fuelolie (kedelanlæg) og "thermisk energi"	MJ	273,4
Naturgas	MJ	0,0
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	0,0
El i Danmark	MJ	106,0
El i Svergie	MJ	0,0
El i Europa	MJ	49,5
El i Verden	MJ	0,0
Uspecificeret og "thermisk energi"	MJ	205,1
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**778,9**
Energiindhold i materialer	MJ	231,1
Forbrænding	MJ	-100,1
SUM	MJ	**909,9**

Tabel 11.5
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for 1,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

Energiforbrug fordelt på energityper for genpåfyldelige PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport	MJ	150,8
Svær fuelolie til transport	MJ	3,5
Fuelolie (kedelanlæg) og "thermisk energi"	MJ	460,0
Naturgas	MJ	0,0
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	0,0
El i Danmark	MJ	117,4
El i Svergie	MJ	0,0
El i Europa	MJ	100,4
El i Verden	MJ	0,0
Uspecificeret og "thermisk energi"	MJ	374,4
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**1.206,5**
Energiindhold i materialer	MJ	474,6
Forbrænding	MJ	-191,0
SUM	MJ	**1.490,2**

Tabel 11.6
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for 0,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

De primære energikilder, der anvendes til fremstilling af elektricitet, afhænger af, hvor elektriciteten fremstilles (hvilket land/område). For returflaskesystemet forudsættes det, at el anvendt til fremstilling af PET-granulat samt papir og plast sker i Vesteuropa, mens resten af el-forbruget ligger i Danmark. De grundliggende data er anført i delrapport 7.

Med hensyn til udvinding af primære energikilder er der taget udgangspunkt i et gennemsnit for Vesteuropa.

Betegnelsen "uspecificeret og thermisk" i tabel 11.5 og 11.6 omfatter det energiforbrug, som det ikke har været muligt at få oplyst energitypen for.

For det energiforbrug der betegnes "uspecificeret og thermisk" i tabel 11.5 og 11.6, er der som grundlag for omregning til primær energi anvendt Vesteuropæisk gennemsnitlig energiproduktion.

I tabel 11.7 og 11.8 er vist en opgørelse af det samlede primære energiressourcer for genpåfyldelige PET-flasker ved distribution af 1.000 liter.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for genpåfyldelige PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energiressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm^3	0,881	-0,018
Naturgas	Nm^3	2,421	-0,115
Minegas (fra kulminer)	kg	0,179	-0,085
Råolie	kg	18,135	-0,371
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	4,273	-0,143
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	25,976	-12,329
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	0,2697	-0,0098
Potentielt energiindhold i vand	MJ	19,466	-0,642
Træ i skove (tørvægt)	kg	0,299	-0,126

Tabel 11.7
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for 1,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for genpåfyldelige PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energiressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm^3	1,393	-0,034
Naturgas	Nm^3	4,348	-0,219
Minegas (fra kulminer)	kg	0,240	-0,161
Råolie	kg	28,662	-0,708
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	7,937	-0,273
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	34,778	-23,527
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	0,5033	-0,0187
Potentielt energiindhold i vand	MJ	35,415	-1,225
Træ i skove (tørvægt)	kg	0,412	-0,241

Tabel 11.8
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for 0,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

De energiressourcer, der er anført i kolonnen under "undgåede energiressourcer", er den mængde ressourcer, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt til kraft/varmeproduktion.

11.2.3 Emissioner til luft

I det følgende er opgjort emissioner til luft. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer, transport samt på energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra energiproduktionen henvises til delrapport 7.

Resultaterne fra opgørelse af emissioner til luft er vist i tabel 11.9 for 1,5 liters emballager og i tabel 11.10 for 0,5 liters emballager.

Emissioner til luft for genpåfyldelige PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		PET-flasker	Øvrige emballager				
Partikler, støv	gram	1,79	2,53	4,82	147,24	156,38	-42,82
Kuldioxid, CO_2	gram	5.734	2981	10.699	96.693	116.107	-20.594
Nitrogenoxider, NO_x	gram	28,66	11,74	208,78	243,89	493,08	-53,14
Svovldioxid, SO_2	gram	0,68	12,97	12,88	821,39	847,93	-86,97
Methan, CH_4	gram				263,71	263,71	-86,94
Flygtige organiske forb. (- methan), NMVOC	gram	21,15	14,36	47,92	148,58	232,02	-4,09
Cadmium, Cd	gram				0,016	0,016	-1,5*10-7
Kviksølv, Hg	gram		0,000012		0,002	0,002	-0,001
Bly, Pb	gram				0,040	0,040	-0,004
Radioaktive emissioner, total	kBq				23.471	23.471	-852

Tabel 11.9
Emissioner til luft fra 1,5 liters genpåfyldelige PET-flasker.

Emissioner til luft for genpåfyldelige PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		PET-flasker	Øvrige emballager				
Partikler, støv	gram	2,71	4,54	5,50	216,98	229,73	-81,70
Kuldioxid, CO_2	gram	8685	7380	11.566	150.782	178.413	-39.300
Nitrogenoxider, NO_x	gram	43,41	26,64	220,30	373,99	644,33	-101,41
Svovldioxid, SO_2	gram	1,03	26,08	15,52	1.347,71	1.390,34	-165,96
Methan, CH_4	gram				376,96	376,96	-165,90
Flygtige organiske forb. (- methan), NMVOC	gram	32,04	32,60	51,48	234,75	350,87	-7,80
Cadmium, Cd	gram				0,028	0,028	-2,9*10-7
Kviksølv, Hg	gram		0,000021		0,003	0,003	-0,001
Bly, Pb	gram				0,065	0,065	-0,008
Radioaktive emissioner, total	kBq				43.801	43.801	-1.626

Tabel 11.10
Emissioner til luft fra 0,5 liters genpåfyldelige PET-flasker.

Emballager

De væsentligste emissioner fremkommer ved fremstilling af materialerne PET-granulat, papir og plast til låg og kasser. Dertil kommer et betydeligt bidrag fra transport.

Primære energikilder

Som det fremgår af tabel 11.9 og 11.10 fremkommer de væsentligste luftbårne emissioner fra udvinding af energikilder og fremstilling af el.

Undgåede emissioner

De undgåede emissioner er de emissioner, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

11.2.4 Emissioner til vand

I det følgende er opgjort emissioner til vand. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer samt fra energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra den primære energiproduktion henvises til delrapport 7.

Resultaterne fra opgørelse af emissioner til vand er vist i tabel 11.11 for 1,5 liters emballager og i tabel 11.12 for 0,5 liters emballager.

Emissioner til vand for genpåfyldelige PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		PET-flasker	Øvrige emballager			
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram			2,57	2,57	-0,16
Phosphat	gram			2,49	2,49	-1,18
Fedt og olie	gram.		0,02	16,73	16,75	-0,34
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram	2,33	4,16	15,80	22,29	-0,53
BOD_5	gram		2,05	0,06	2,10	0,00
COD	gram	4200,00	17,26	1,38	4218,64	-0,10
Cadmium, Cd	gram			3*10-6	3*10-6	-1*10-6
Kviksølv, Hg	gram		0,000001	7,4*10-8	0,000001	-3*10-8
Bly, Pb	gram			0,22	0,22	-0,10
Radioaktive emissioner, total	kBq			216,24	216,24	-7,87

Tabel 11.11
Emissioner til vand fra 1,5 liters genpåfyldelige PET-flasker.

Emissioner til vand for genpåfyldelige PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		PET-flasker	Øvrige emballager			
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram			3,78	3,78	-0,31
Phosphat	gram			3,34	3,34	-2,25
Fedt og olie	gram		0,04	26,44	26,48	-0,66
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram	3,53	7,65	25,31	36,48	-1,02
BOD5	gram		3,42	0,08	3,50	-0,01
COD	gram	4200,00	28,85	1,94	4230,80	-0,19
Cadmium, Cd	gram			4,5*10-6	4,5*10-6	-2*10-6
Kviksølv, Hg	gram		0,000001	1*10-7	0,000001	-5*10-8
Bly, Pb	gram			0,30	0,30	-0,19
Radioaktive emissioner, total	kBq			403,47	403,39	-15,02

Tabel 11.12
Emissioner til vand fra 0,5 liters genpåfyldelige PET-flasker.

Fra processer

Emissioner til vand fra processer omfatter primært vask af flasker samt fremstilling af papir til etiketter.

Ved vask af flasker har det ikke været muligt at indsamle data om emissioner til vand og der er derfor taget udgangspunkt i data for genpåfyldelige glasflasker. Som det fremgår af de anvendte data er spildevandets BOD ikke målt, - der foreligger kun en bestemmelse af COD. Det antages, at det organiske indhold fra flaskevasken overvejende er letnedbrydeligt og at BOD-indholdet derfor ligger i størrelsesordenen 4.000 gram.

Primære energikilder

Fra udvinding af primære energikilder til energiproduktion fremkommer en række emissioner til vand. De væsentligste er fedt og olie samt organiske stoffer fra fossile brændsler samt radioaktive stoffer fra A-kraft.

11.2.5 Affald

Der er foretaget en opgørelse af affaldsmængderne som fremkommer ved kassation af ikke returnerede emballager, fra processer og fra primær energiproduktion.

Resultaterne fra opgørelse af affald er vist i tabel 11.13 for 1,5 liters emballager og i tabel 11.14 for 0,5 liters emballager.

Affald for genpåfyldelige PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer				
		PET-flasker	Øvrige emballager	Energi-fremstilling	SUM	Undgået affald
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballager	kg	0,66	0,94		1,60	
Deponering af emballager	kg	0,16	1,07		1,24	
Kassation i naturen af emballager	kg	0,21	0,10		0,31	
Industriaffald						
Papirmasse	gram		39,1		39,1	
PP (produktionsrester)	gram		91,4		91,4	
Industriaffald generelt	gram			12.234	12.234	-4.767
Miljøfarligt affald						
Pigment fra skruelåg	gram		0,021		0,021	
Olieholdigt vand til Kommunekemi	liter		0,0011		0,0011	
Miljøfarligt affald generelt	gram			26,0	26,0	-3,2
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	liter			0,055	0,055	-0,001
Uspecificeret affald						
Uspecificeret, procesaffald mv.	gram	32,1	43,9		76,0	

Tabel 11.13
Affaldsmængder for 1,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

Affald for genpåfyldelige PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer				
		PET-flasker	Øvrige emballager	Energi-fremstilling	SUM	Undgået affald
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballager	kg	1,00	2,32		3,32	
Deponering af emballager	kg	0,25	2,04		2,29	
Kassation i naturen af emballager	kg	0,31	0,30		0,61	
Industriaffald						
Papirmasse	gram		65,3		65,3	
PP (produktionsrester)	gram		274,3		274,3	
Industriaffald generelt	gram			17.049	17.049	-9.097
Miljøfarligt affald						
Pigment fra skruelåg	gram		0,064		0,064	
Olieholdigt vand til Kommunekemi	liter		0,0008		0,0008	
Miljøfarligt affald generelt	gram			39,6	39,6	-6,1
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	liter			0,087	0,087	-0,002
Uspecificeret affald						
Uspecificeret, procesaffald mv.	gram	48,8	101,4		150,2	

Tabel 11.14
Affaldsmængder for 0,5 liters genpåfyldelige PET-flasker.

Kasserede emballager

De kasserede emballager, der ikke returneres fra forbruger, bortskaffes gennem dagrenovationen eller henkastes i naturen.

Den emballagemængde, der kasseres på tapperiet og ved emballageproduktion, er ikke medregnet i tabel 11.14, da dette materiale forudsættes anvendt til andre formål i andre systemer og derfor ikke regnes som affald. Materialerne er til gengæld opgjort. Mængden udgør for 1,5 liters emballager 2,4 kg og for 0,5 liters emballager 3,6 kg.

Processer

Affald fra processer fremkommer primært i form af ikke specificeret procesaffald fra fremstilling af PET-granulat. Dertil kommer affald fra den sekundære emballage, - ikke specificeret procesaffald fra fremstilling af PP til skruelåg samt papir til etiketter.

Energiproduktion

Affald fra energiproduktion stammer hovedsagelig fra dansk elproduktion og er slagge fra kulfyrede kraftværker. Dertil kommer affald fra udvinding af energikilder samt radioaktivt affald.

Undgået affald

Det "undgåede affald" repræsenterer den affaldsmængde, der kan spares, såfremt energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

Disse mængder er relativt store, da en del af energiindholdet i den mængde PET, der kasseres på tapperi, henregnes til flaskesystemet.

11.3 Vurdering af kortlægningen

11.3.1 Udgangspunkt

Flasken

Ved kortlægningen er der for selve flasken taget udgangspunkt i dels litteraturdata og dels specifikke produktionsoplysninger.

Fremstilling af PET-granulat er baseret på data fra litteraturen. Under dataindsamlingen (ultimo 1993) blev der rettet henvendelse til specifikke råvareproducenter, men det var ikke muligt at indsamle specifikke data.

Fremstillingen af flasker er baseret på specifikke produktionsoplysninger fra danske og udenlandske emballageproducenter.

Med hensyn til anvendelse af flaskerne (rensning, tapning og distribution) er der taget udgangspunkt i konkrete oplysninger fra Dadeko A/S, Bryggerigruppen A/S m.fl.

Etiketter, låg og kasser

Ved kortlægningen af etiketter, låg og kasser, som anvendes i forbindelse med systemet for genpåfyldelige PET-flasker, er der taget udgangspunkt i oplysninger fra National Starch & Chemical om etiketter, fra Betts Company Plastics om skruelåg og fra Pyroplast A/S om plastkasser.

Ud fra oplysninger om mængder og materialetyper er leverandører blevet kontaktet. Det har dog været yderst sparsomt, hvilke oplysninger, det har været muligt at indhente.

Kortlægningen af etiketter, låg og kasser er derfor gennemført ud fra generelle oplysninger om produktion af papir og plast (PP) og tager således ikke udgangspunkt i specifikke produktionsforhold.

Hjælpestoffer

De hjælpestoffer, der anvendes ved fremstilling og brug af flasken, er primært rensemidler ved vask af flasker og kasser. Fremstilling af disse hjælpestoffer er ikke kortlagt. Der er alene foretaget en opgørelse af de forbrugte mængder.

Øvrige forhold

I forbindelse med kortlægningen er ikke medtaget paller eller andet transportmateriel.

I forbindelse med distributionssystemet er der ikke taget hensyn til eventuelle specielle krav omkring transportmateriel, depoter m.v. Der er alene set på den mængde emballage (flasker og kasser), der skal transporteres.

11.3.2 Returprocent

I kortlægningen tages udgangspunkt i en returprocent på 98,5%. Det er den mængde emballager, der returneres fra forbruger til tapperi. Returprocenten har været stigende siden systemet blev indført for ca 3 år siden og de 98,5% er et udtryk for de forventninger man har for 1994.

På tapperiet frasorteres 3-4% af de returnerede flasker på grund af slid, ridser m.v. Her forudsættes en frasortering på 3,5% således at genbrugsprocenten bliver på 95,0%.

En genbrugsprocent på 95,0% svarer til et triptal på 20.

11.3.3 Manglende data

Lim og trykfarve

I kortlægningen indgår ikke en opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for lim og trykfarve, da det ikke har været muligt at indhente oplysninger om disse materialer.

Der anvendes 200-700 gram lim ved distribution af 1.000 liter afhængig af flaskestørrelsen.

Det kan ikke vurderes, hvilken betydning udeladelsen af etiketlimen har for de samlede opgørelser. Ud over et relativt begrænset materialeforbrug til fremstilling af limen, vil der være et vist energiforbrug samt et bidrag til den organiske belastning af spildevandet.

Det har ikke været muligt at opgøre forbruget af trykfarve til etiketter og kasser. Trykfarveforbruget til etiketterne skønnes at udgøre nogle få procent af etiketvægten og derfor udgøre mindre end 50 gram for distribution af 1.000 liter.

Det vurderes at udeladelsen af trykfarven har en minimal betydning for de samlede opgørelser.

Bortskaffelse

For de flasker, der ikke returneres fra forbrugeren til tapperiet, har det ikke været muligt at fremskaffe konkrete oplysninger om bortskaffelsen.

Det er forudsat, at de enten vil blive bortskaffet gennem dagrenovationen eller bortkastet i naturen. Fordelingen mellem disse to bortskaffelsesformer er sat til 20% i naturen og 80% i dagrenovationen.

11.3.4 Usikkerheder

I det følgende er usikkerheden på de enkelte data kommenteret. I bilag 2 er opstillet samlede tabeller over usikkerheder, og der er gennemført beregninger vedrørende energi. Sidst i nærværende kapitel er usikkerhederne vist sammen med nøgletallene for kortlægningen.

Materialer

Opgørelserne af råvareforbrug og hjælpestoffer til fremstilling af flasker er baseret på litteraturdata. Usikkerheden på disse skønnes at være i størrelsesordenen 25%.

Materialeforbrug vedrørende flaskevask er bestemt ud fra stedspecifikke data og usikkerheden på disse skønnes at være i størrelsesordenen 10%.

Materialeforbruget til etiketter, låg og kasser er baseret på generelle data. Usikkerheden på disse data skønnes at være i størrelsesordenen 25%.

Energi

Energiforbruget til fremstilling af materialer er baseret på generelle data fra litteraturen. Usikkerheden skønnes at være i størrelsesordenen 50%.

Energiforbruget til fremstilling af emballager er baseret på specifikke data, - usikkerheden antages at være i størrelsesordenen 10%.

Energiforbruget til vask af flasker og tapning er baseret på specifikke data, - usikkerheden antages at være i størrelsesordenen 50%.

Energiudviklingen ved forbrænding er baseret på generelle data fra litteraturen. Usikkerheden antages at være i størrelsesordenen 25%.

Energiforbruget til fremstilling af etiketter, låg og kasser er baseret på generelle data fra litteraturen. Usikkerheden skønnes at være i størrelsesordenen 50%.

Energiforbruget til transport skønnes at være behæftet med en usikkerhed på 100%, da opgørelserne er baseret på gennemsnitstal for en energiforbruget pr. flyttet ton x km og transportkapacitet.

Emissioner og affald

Emissioner til luft og vand samt fremkomsten af produktionsaffald er alle bestemt ud fra litteraturdata, - usikkerheden skønnes derfor at være i størrelsesordenen 50%. Mængden af kasserede emballager fra forbruger antages at være mere nøjagtigt bestemt og behæftet med en usikkerhed på ca. 10%.

11.3.5 Følsomhedsanalyse af energiforbrug

I dette afsnit vil nogle af de foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænsers indflydelse på resultaterne blive vurderet. Dette gøres ved hjælp af følsomhedsanalyser på det direkte energiforbrug.

Vurderingen afsluttes med en vurdering af usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug for processer og transport.

De foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænser vil desuden have indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder. Det har ikke været muligt at foretage følsomhedsanalyser for indvirkninger på disse inden for projektets rammer.

De opstillede antagelser og forudsætninger for beregningerne fremgår af delrapport 5. Følsomhedsvurderingerne tager udgangspunkt i en returprocent på 98,5% (bortset fra den, der analyserer returprocenten).

Returprocent

Der er taget udgangspunkt i en returprocent på 98,5% for beregningerne af retursystemet for genpåfyldelige PET-flasker.

Af tabel 11.15 og 11.16 ses en sammenlignende gennemregning for returprocenter på 90%, 95% og 98,5% for henholdsvis 1,5 liters flasker og 0,5 liters flasker. 90% er valgt med henblik på en sammenstilling med de opstillede alternative emballagesystemer for engangsglasflasker, aluminiumsdåser og ståldåser, der forudsættes at have denne returprocent.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret i 1,5 liters flasker	Returprocent 90%	Returprocent 95%	Returprocent 98,5%
Fremstilling af råvarer	745 MJ	469 MJ	276 MJ
Fremstilling af pre-forms og flasker	106 MJ	67 MJ	39 MJ
Tapning	357 MJ	357 MJ	357 MJ
Distribution	39 MJ	40 MJ	40 MJ
Forbrug	0 MJ	0 MJ	0 MJ
Genvinding af flasker	1 MJ	1 MJ	1 MJ
Bortskaffelse	- 177 MJ	- 31 MJ	- 59 MJ
Etiketter, kapsler og kasser	255 MJ	255 MJ	255 MJ
Total	1.326 MJ	1.081 MJ	910 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 11.15
Energiforbrug til det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige PET-flasker på 1,5 liter med varierende returprocenter.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret i 0,5 liters flasker	Returprocent 90%	Returprocent 95%	Returprocent 98,5%
Fremstilling af råvarer	1.128 MJ	710 MJ	418 MJ
Fremstilling af pre-forms og flasker	161 MJ	101 MJ	60 MJ
Tapning	544 MJ	544 MJ	544 MJ
Distribution	59 MJ	60 MJ	61 MJ
Forbrug	0 MJ	0 MJ	0 MJ
Genvinding af flasker	1 MJ	1 MJ	1 MJ
Bortskaffelse	- 267 MJ	- 163 MJ	- 89 MJ
Etiketter, kapsler og kasser	495 MJ	495 MJ	495 MJ
Total	2.120 MJ	1.750 MJ	1.490 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 11.16
Energiforbrug til det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige PET-flasker på 0,5 liter med varierende returprocenter.

Det ses af tabel 11.15 og 11.16, at en lavere returprocent end den eksisterende på 98,5% giver et forøget energiforbrug. Energiforbruget til udvinding af råvarer og fremstilling af flasker øges. Frigørelsen af energi ved affaldsbehandling øges ligeledes, dog ikke helt så meget.

For systemet for 1,5 liters genpåfyldelige PET-flasker vil det samlede energiforbrug i systemet øges med 171 MJ/1.000 liter for en returprocent på 95%, og med 416 MJ/1.000 liter for en returprocent på 90%.

For systemet for 0,5 liters genpåfyldelige PET-flasker vil det samlede energiforbrug i systemet øges med 260 MJ/1.000 liter for en returprocent på 95%, og med 630 MJ/1.000 liter for en returprocent på 90%.

Returprocenten har stor betydning for energiforbruget i systemet, og det vurderes, at returprocenten også har væsentlig betydning for de samlede ressourceforbrug.

Kassation af flasker

For at holde flaskebestanden på en rimelig standard uden alt for mange ridser, er det nødvendigt med en udskiftning i flaskerne og derfor udtages flasker på tapperierne. Der kasseres ca. 3,5% af flaskerne på tapperierne, hvilket svarer til, at flaskerne har et triptal på 20.

Denne kassationsprocent er behæftet med en vis usikkerhed, der blandt andet skyldes varierende oplysninger fra de forskellige tapperier. Usikkerheden for kassationsprocenten er væsentligt højere for PET-systemet end for systemet for genpåfyldelige glasflasker. Følsomhedsanalyse på energiforbruget i systemet ved anvendelsen af varierende kassationsprocenter er for 1,5 liter vist i tabel 11.17 og i tabel 11.18 for 0,5 liter. Der er anvendt en returprocent på 98,5%.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret i 1,5 liters flasker	Kassationsprocent 10% Triptal 8,7	Kassationsproc. 2,5% Triptal 25	Kassations-procent 3,5% Triptal 20
Fremstilling af råvarer	635 MJ	221 MJ	276 MJ
Fremstilling af pre-forms og flasker	90 MJ	32 MJ	39 MJ
Tapning	357 MJ	357 MJ	357 MJ
Distribution	39 MJ	41 MJ	40 MJ
Forbrug	0 MJ	0 MJ	0 MJ
Genvinding af flasker	1 MJ	1 MJ	1 MJ
Bortskaffelse	- 130 MJ	- 48 MJ	- 59 MJ
Etiketter, kapsler og kasser	255 MJ	255 MJ	255 MJ
Total	1.249 MJ	858 MJ	910 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 11.17
Energiforbrug til det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige PET-flasker på 1,5 liter med varierende kassationsprocenter.

Energiforbrug i MJ/1.000 liter distribueret i 0,5 liters flasker	Kassationsprocent 10% Triptal 8,7	Kassationsproc. 2,5% Triptal 25	Kassations-procent 3,5% Triptal 20
Fremstilling af råvarer	961 MJ	334 MJ	418 MJ
Fremstilling af pre-forms og flasker	137 MJ	48 MJ	60 MJ
Tapning	544 MJ	544 MJ	544 MJ
Distribution	59 MJ	62 MJ	61 MJ
Forbrug	0 MJ	0 MJ	0 MJ
Genvinding af flasker	1 MJ	1 MJ	1 MJ
Bortskaffelse	*- 196 MJ*	*- 73 MJ*	*- 89 MJ*
Etiketter, kapsler og kasser	495 MJ	495 MJ	495 MJ
Total	2.004 MJ	1.411 MJ	1.490 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 11.18
Energiforbrug til det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige PET-flasker på 0,5 liter med varierende kassationsprocenter.

Det ses af tabel 11.17 og 11.18, at kassationsprocenten har væsentlig indflydelse på de samlede resultater.

For systemet for 1,5 liters genpåfyldelige PET-flasker vil det samlede energiforbrug i systemet reduceres med 52 MJ/1.000 liter for en kassationsprocent på 2,5%, og øges med 339 MJ/1.000 liter for en kassationsprocent på 10%.

For systemet for 0,5 liters genpåfyldelige PET-flasker vil det samlede energiforbrug i systemet reduceres med 79 MJ/1.000 liter for en kassationsprocent på 2,5%, og øges med 514 MJ/1.000 liter for en kassationsprocent på 10%.

Diffus forurening

Der er i beregningerne taget udgangspunkt i en antagelse om, at 20% af de ikke-returnerede flasker ender som diffus forurening i naturen. De nøjagtige forhold kendes ikke, men hvis man antager, at 100% går til dagrenovation, og dermed til deponi og affaldsforbrændingsanlæg, svarer det til, at det samlede energiforbrug til forbrændingen samt transport bliver ca. 5 MJ/1.000 liter mindre for 1,5 liters flasker og ca. 8 MJ/1.000 liter mindre for 0,5 liters flasker. Forskellen er uden betydning for det samlede resultat. Antagelsen kan derimod have betydning for opgørelserne af affaldsmængder.

Systemgrænse for PET

I systemet for genpåfyldelige PET-flasker er det forudsat, at de kasserede flasker samt PET fra produktionen genvindes og anvendes til andre produkter. Denne genanvendelse af det sekundære PET giver allokeringsproblemer (jf. kapitel 4), og set fra PET-systemet er det ikke sikkert, at det er miljømæssigt optimalt at genanvende den sekundære PET.

Hvis al den PET, der kasseres fra systemet, i stedet gik til affaldsforbrænding med varmegenvinding, ville det samlede energiforbrug for 1,5 liters flasker være 50 MJ/1.000 liter mindre, og for 0,5 liters flasker være 76 MJ/1.000 liter mindre.

Transport

Der er foretaget en del forudsætninger og antagelser i forbindelse med transport i systemet for de anvendte transportkapaciteter, dvs. den grad, transportmidlets kapacitet udnyttes, om der køres med tomme lastbiler deri ene vej etc. (se delrapport 7). For at undersøge, hvilken indflydelse, disse antagelser har, er der gennemført følsomhedsanalyser for transporten.

Den samlede transport i systemet for 1,5 liter flasker er ca.145 MJ/1.000 liter. Heraf udgør transporten ved distribution 41 MJ/1.000 liter.

Den samlede transport i systemet for 0,5 liter flasker er ca. 154 MJ/1.000 liter. Heraf udgør transporten ved distribution 61 MJ/1.000 liter.

Hvis den gennemsnitlige transportkapacitet for alle transporter i systemet fordobles vil det give en samlet besparelse på ca. 73 MJ/1.000 liter for 1,5 liter flasker og 77 MJ/1.000 liter for 0,5 liter flasker.

Hvis transporterne derimod kun er halvt så effektive vil det fordoble transportenergien, og dermed forhøje det samlede energiforbrug med ca. 145 MJ/1.000 liter for 1,5 liter flasker og ca. 154 MJ/1.000 liter for 0,5 liter flasker.

Som det beskrives i delrapport 7, er transporten mellem detailhandel og forbrugerens hjem med personbil ikke medtaget i beregningerne. Energiforbruget fra denne transport kan udgøre op mod 400 MJ/1.000 liter, alt efter, hvordan energien fordeles mellem emballage, produkt, transport af andre produkter og transport af mennesker. Energiforbruget for denne transport antages at være ens for alle emballagesystemerne - en bil bruger ikke mere eller mindre energi om man køber 4 liter øl i flasker eller på dåser.

Udskiftning af kasser

Der er taget udgangspunkt i end udskiftning af 0,3% af kasserne til retursystemet på baggrund af oplysninger fra Carlsberg. Hvis det antages, at denne udskiftning er højere - f.eks 2% - vil det betyde en forøgelse i energiforbruget på ca. 40 MJ/1.000 liter for 1,5 liter flasker og ca. 30 MJ/1.000 liter for 0,5 liter flasker.

Bortskaffelse af skruelåg

Det antages i beregningerne, at 50% af skruelågene returneres og materialegenvindes til andre formål (f.eks til urtepotter). Hvis alle 100% låg i stedet gik til affaldsforbrænding med energigenvinding ville det give en samlet energibesparelse på 56 MJ/1.000 liter for 1,5 liter flasker og 167 MJ/1.000 liter for 0,5 liter flasker.

Forholdet mellem forbrænding og materialegenvinding af skruelågene er endvidere af betydning for de samlede affaldsmængder i systemet.

Bortskaffelse af etiketter

I systemet tages der udgangspunkt i, at de etiketter, der går med flaskerne retur til bryggeriet og aftages her, går til deponi. Hvis man antager, at alle etiketterne i stedet forbrændes på forbrændingsanlæg udvikles ca. 8 MJ/1.000 liter for 1,5 liter flasker og ca. 14 MJ/1.000 liter for 0,5 liter flasker.

Udeladelser

I systemafgrænsningen er der foretaget en del afgrænsninger under hensyntagen til omfanget af projektet. Herunder er der ikke medtaget fremstilling af natriumhydroxid, smøremidler, opløsningsmidler, svovlsyre, chlor, natriumchlorat, ilt, peroxid, svovldioxid, kaolin og binder, trykfarver, pigmenter og silicone m.m. Hjælpestofferne fremgår af bilag 1 og 2 i delrapport 5. En grov antagelse for vurdering af energiforbruget til fremstilling af disse hjælpestoffer er at tage udgangspunkt i energiforbruget til fremstilling af soda på ca. 6,5 MJ/kg soda.

Den samlede mængde hjælpestoffer udgør hhv. ca. 0,8 kg og 1,3 kg, hvilket giver et samlet energiforbrug på hhv. ca. 5 og 8 MJ/1.000 liter.

Det skal dog bemærkes, at emissioner og affaldsprodukter fra disse processer, der ikke er medregnet, kan indebære væsentlige miljøpåvirkninger.

Samlet vurdering

For alle de ovennævnte vurderinger er der opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder i tabel 11.19. Alle betragtninger er foretaget for det eksisterende danske returflaskesystem for 1,5 liter PET-flasker med en returprocent på 98,5% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i tabel 11.5 med 909,9 MJ/1.000 liter.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent 90%		+ 416 MJ		+ 46%
Kassation af flasker	- 52 MJ	+ 339 MJ	- 6%	+ 37%
Diffus forurening		+ 5 MJ		+ 0,5%
Systemgrænse for PET ud	- 50 MJ		- 5%	
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 73 MJ	+ 145 MJ + 400 MJ	- 8%	+ 16% + 44%
Udskiftning af kasser		+ 40 MJ		+ 5%
Bortskaffelse af skruelåg	- 56 MJ		- 6%	
Bortskaffelse af etiketter	- 8 MJ		- 0,9%	
Udeladelser		+ 1 MJ		
Samlet vurdering			- 5%	+ 30%

Tabel 11.19
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport i det opstillede retursystem for genpåfyldelige PET-flasker på 1,5 liter med en returprocent på 98,5%.

For alle de ovennævnte vurderinger er der ligeledes opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder for 0,5 liter flasker i tabel 11.20. Alle betragtninger er foretaget for det opstillede retursystem for en returprocent på 98,5% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i resultaterne med 1.490 MJ/1.000 liter.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent 90%		+ 630 MJ		+ 42%
Kassation af flasker	- 79 MJ	+ 514 MJ	- 5%	+ 34%
Diffus forurening		+ 8 MJ		+ 0,5%
Systemgrænse for PET ud	- 76 MJ		- 5%	
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 77 MJ	+ 154 MJ + 400 MJ	- 5%	+ 10% + 27%
Udskiftning af kasser		+ 30 MJ		+ 2%
Bortskaffelse af skruelåg	- 167 MJ		- 11%	
Bortskaffelse af etiketter	- 14 MJ		- 0,9%	
Udeladelser		+ 1 MJ		
Samlet vurdering			- 5%	+ 30%

Tabel 11.20
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport i det opstillede retursystem for genpåfyldelige PET-flasker på 0,5 liter med en returprocent på 98,5%.

Det er ikke muligt, at foretage en sammenlægning af de foretagne følsomhedsanalyser, da de forskellige faktorer indbyrdes påvirker hinanden. Tabellen giver en oversigt over, hvilke antagelser og forudsætninger, der har størst indflydelse på det totale energiforbrug.

De væsentligste af de ovennævnte forudsætninger er returprocenten. Returprocenten var i starten af 1992 væsentligt lavere end de 98,5, men er i 1994 nået op på 98,5%.

Kassationen af flaskerne på tapperiet er ligeledes af væsentlig betydning for de samlede resultater. Kassationsprocenten er behægtet med en vis usikkerhed, jf. forskellige oplysninger fra de forskellige tapperier.

For 1,5 liter genpåfyldelige flasker vurderes det på denne baggrund, at de samlede variationer som følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen -5% +30% for de 910 MJ/1.000 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 860-1180 MJ/1.000 liter.

For 0,5 liter genpåfyldelige flasker vurderes det på denne baggrund, at de samlede variationer som følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen -5% +30% for de 1.490 MJ/1.000 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 1.400 - 1.940 MJ/1.000 liter.

Det skal understreges, at de ovennævnte forudsætninger og antagelser godt kan have en væsentlig større indflydelse op ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder.

11.4 Nøgletal

I det følgende fremdrages de væsentligste nøgletal med hensyn til materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

11.4.1 Materialeforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste materialeforbrug vist i tabel 11.21.

Materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter				
Materiale		1,5 liters flasker	0,5 liters flasker	Usikkerhed
Flaske	Råolie	13,9 kg	21,1 kg	25%
	Ilt	1,8 kg	2,8 kg	25%
	Brint	0,08 kg	0,12 kg	25%
Etiketter, skruelåg og kasser	Råolie	4,3 kg	12,0 kg	25%
	Træ	1,4 kg	2,3 kg	25%
Hjælpestoffer	Smøremiddel (sæbe)	0,08 kg	0,08 kg	10%
	Natriumhydroxid	3,3 kg	3,3 kg	10%
	Kaolin og binder	0,2 kg	0,4 kg	25%
	Vand	0,2 m^3	0,3 m^3	25%
Fra plastproduktion i øvrigt	Fremkomne sideprodukter	11,8 kg	17,9 kg	25%
Energifremstilling	Vand	2,2 m^3	3,2 m^3	50%
Undgående materialeforbrug	Vand	0,8 m^3	1,6 m^3	50%

Tabel 11.21
Materialeforbrug til distribution af 1.000 liter i genpåfyldelig PET-flasker til læskedrik.

Det samlede materialeforbrug til 1,5 liters flasker udgør ca. 25 kg samt 2,4 m^3 vand, hvoraf hovedparten anvendes til fremstilling af flasker, etiketter, kapsler og kasser, mens en mindre del anvendes som hjælpestoffer og energifremstilling. Til 0,5 liters emballager udgør materialeforbruget ca. 42 kg samt 3,4 m^3 vand. Mængden af fremkomne sideprodukter er ikke modregnet her, da disse materialer ikke er specificeret.

Det undgående materialeforbrug repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares, hvis energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

11.4.2 Energiforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste direkte energiforbrug vedrørende processer og transport vist i tabel 11.22.

Energiforbrug ved distribution af 1.000 liter	1,5 liter		0,5 liter	
	Proces	Transport	Proces	Transport
Fremstilling af:				
Flasker	305 MJ	10 MJ	463 MJ	15 MJ
Etiketter	38 MJ	2 MJ	64 MJ	3 MJ
Skruelåg	117 MJ	3 MJ	350 MJ	8 MJ
Kasser	6 MJ	89 MJ	5 MJ	66 MJ
Tapning	357 MJ	-	544 MJ	-
Distribution	-	41 MJ	-	61 MJ
Forbrug	0 MJ	?	0 MJ	?
Genvinding	0,1 MJ	1 MJ	0,2 MJ	1 MJ
Bortskaffelse (transport og forbrænding)	- 59 MJ	0 MJ	- 89 MJ	0 MJ
Ialt	764 MJ	145 MJ	1.336 MJ	154 MJ
Total	**910 MJ**		**1.490 MJ**	

Tabel 11.22
Direkte energiforbrug til distribution af 1.000 liter i genpåfyldelig PET-flaske til læskedrik.

Beregning af usikkerhed er gennemført i bilag 2. Heraf fremgår det, at usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug er for 1,5 liter 30% eller 910 MJ ± 270 MJ og for 0,5 liter 28% svarende til 1490 MJ ± 410 MJ.

Betydning af ændringer i systemet er belyst gennem følsomhedsanalyser. Resultatet af disse viser, at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 860 MJ og 1180 MJ for 1,5 liters emballager og mellem 1400 MJ og 1.940 MJ for 0,5 liters emballager.

Valg af allokeringsprincipper har ligeledes betydning for resultatet. I kapitel 4 (tabel 4.3) er foretaget en vurdering, der viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 746 MJ og 948 MJ for 1,5 liter og mellem 1.242 MJ og 1.548 MJ for 0,5 liter som følge af anvendelse af forskellige allokeringsprincipper.

Energiressourcer

Forbruget af energiressourcer er beregnet på grundlag af det direkte energiforbrug.

Såfremt energiindholdet fra forbrænding udnyttes maksimalt vil forbruget af ressourcer, som er anført i tabel 11.23, kunne reduceres med de mængder, der er anført under "undgåede energiressourcer".

Primære energiressourcer	Forbrug pr. 1.000 liter dist. 1,5 liter		0,5 liter	
	Forbrug	Undgåede energiress.	Forbrug	Undgåede energiress.
Stenkul	26,0 kg	12,3 kg	34,8 kg	23,5 kg
Brunkul	4,3 kg	0,14 kg	7,9 kg	0,27 kg
Råolie	18,1 kg	0,4 kg	28,7 kg	0,71 kg
Gas	3,5 Nm^3	0,22 Nm^3	6,0 Nm^3	0,16 Nm^3
Uran	0,27 gram	0,01 gram	0,50 gram	0,02 gram
Potentielt energiindhold i vand	19 MJ	0,6 MJ	35,4 MJ	1,2 MJ
Træ i skove	0,30 kg	0,13 kg	0,41 kg	0,24 kg

Tabel 11.23
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for genpåfyldelige PET-flasker til distribution af 1.000 liter læskedrik.

Usikkerheden på opgørelserne af primære energiressourcer skønnes at være omkring 50%.

11.4.3 Emissioner og affald

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste emissioner og affaldsmængder vist i tabel 11.24.

Det har ikke været muligt at beregne usikkerheden på emissioner. Da et væsentligt bidrag til emissioner stammer fra primær energiproduktion, hvor usikkerheden er i størrelsesordenen 50%, vil usikkerheden på bestemmelse af de samlede emissioner ligge i størrelsesordenen 50-100%.

Emissioner pr. 1.000 liter dist.	1,5 liter		0,5 liter	
	Fremkommet	Undgåede emissioner	Fremkommet	Undgåede emissioner
Luft				
Partikler	156 gram	43 gram	230 gram	82 gram
Kuldioxid	116 kg	21 kg	178 kg	39 kg
Kulbrinter (methan+NMVOC)	496 gram	91 gram	728 gram	174 gram
Svovldioxid	848 gram	87 gram	1.390 gram	166 gram
Nitrogenoxider	493 gram	53 gram	644 gram	101 gram
Radioaktivitet	23.471 kBq	852 kBq	41.801 kBq	1.626 kBq
Vand				
BOD (biologisk iltforbrug)	4.000 gram	-0,01 gram	4.000 gram	0,01 gram
COD (kemisk iltforbrug)	4.218 gram	0,1 gram	4.230 gram	0,2 gram
Olie og fedt	17 gram	0,3 gram	21 gram	0,7 gram
Organiske stoffer	22 gram	0,50 gram	36 gram	1,0 gram
Radioaktivitet	216 kBq	8 kBq	403 kBq	15 kBq
Affald				
Emballager i naturen	0,31 kg	-	0,61 kg	-
Emballager til affaldsforbrænd.	1,6 kg	-	3,3 kg	-
Emballager til deponi	1,2 kg	-	2,3 kg	-
Industriaffald	12,4 kg	4,8 kg	17,4 kg	9,1 kg
Miljøfarligt affald	26 gram	3,2 gram	40 gram	6,1 kg
Radioaktivt affald	0,06 liter	0,001 liter	0,09 liter	0,002 liter
Uspecificeret affald	76 gram	-	150 gram	-

Tabel 11.24
Emissioner og affald ved distribution af 1.000 liter læskedrik i genpåfyldelig PET--flaske.

12 Engangs-PET-flaske

12.1 Introduktion

I dette kapitel beskrives et retursystem for engangsflasker af PET (polyethylentherephthalat) til læskedrikke. Der eksisterer ikke et system for engangsflasker af PET i Danmark i dag, og de opstillede systemer for henholdsvis 1,5 liters og 0,5 liters flasker er derfor baseret på en række forudsætninger og antagelser.

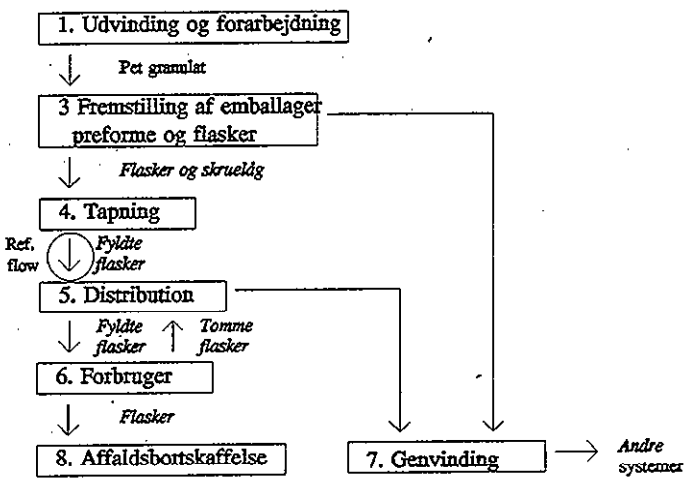
Det er forudsat, at PET-flaskerne efter brug returneres af forbrugerne i et retursystem med pant, således at materialet kan genvindes.

Der redegøres i det følgende for forbrug af materialer og energi. Desuden opgøres emissioner til luft og vand samt affald opstået i systemet.

12.1.1 Systembeskrivelse

Materialestrømme

Det opstillede retursystem for engangsflasker af PET er skitseret i figur 12.1. Systemet er opdelt i 7 trin.



Figur 12.1
Livscyklustrin for systemet for engangsflasker af PET.

Trin 1 og 2, udvinding og forarbejdning, er samlet under 1 og omfatter processer fra udvinding af olie og andre råmaterialer til og med fremstilling af PET-granulat.

Fremstilling af emballager består af produktion af pre-forms og PET-flaske.

Tapning omfatter påfyldning af nye flasker og påsætning af etiketter og skruelåg.

Der tages i beregningerne udgangspunkt i en referencestrøm ved distribution af 1.000 liter læskedrik. Referencestrømmen er på figur 12.1 angivet med en cirkel.

Distributionstrinnet inkluderer transport fra tappehal over depot til detailhandel.

Forbrugertrinnet omfatter nedkøling af flaske og læskedrik.

Som for genpåfyldelige PET flasker omfatter genvinding returnering og sammenpresning af de kasserede flasker, men ikke transport og videre oparbejdning af disse.

Bortskaffelse af ikke-returnerede flasker inkluderer transport af dagrenovation fra forbruger til deponi og affaldsforbrændingsanlæg samt forbrænding.

Som det ses af figur 1.1 inkluderer det opstillede system for engangsflasker af PET returnering og genvinding af materialerne til brug i andre systemer.

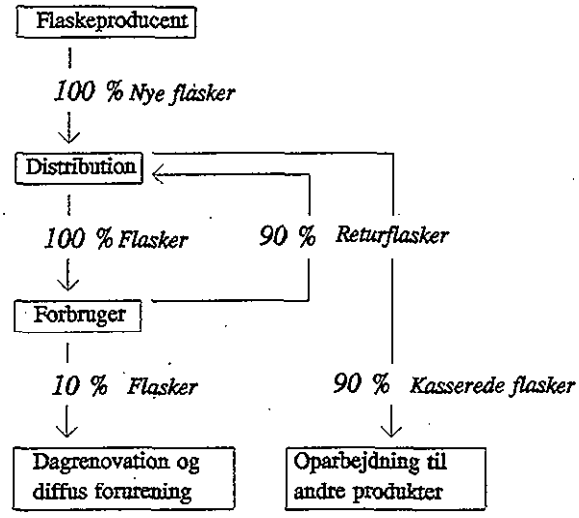
Allokering

Oparbejdet PET kan ikke anvendes til fremstilling af levnedsmiddelemballager, men kun til produkter, der kan fremstilles af en ringere materialekvalitet. Da sekundært PET ikke kan genanvendes til flaskefremstilling allokeres hele miljøbelastningen ved fremstilling af nyt PET derfor til flaskesystemet.

Returprocent

Det forudsættes, at tomme flasker returneres af forbrugerne i et retursystem med pant. Der er i beregningerne taget udgangspunkt i en returprocent på 90%, som for de øvrige engangsemballager, se diskussion af dette i kapitel 3. Der er foretaget følsomhedsanalyse for denne antagelse med gennemførelse af beregningerne med en returprocent på 85% og på 98,5%.

Det opstillede system for engangsflasker af PET fremgår af figur 12.2.



Figur 12.2
Retursystemet for engangsflasker af PET.

I retursystemet for engangsflasker af PET er der taget udgangspunkt i følgende emballager.

Emballage

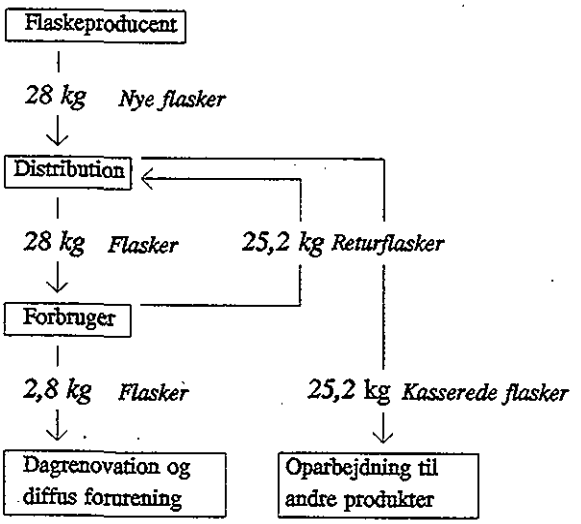
Den primære emballage består af PET-flaske, skruelåg og etiketter. PET-flaskerne er fremstillet af polyethylentherephthalat og har en gennemsnitlig vægt på 42 g for 1,5 liters flaskerne og 25 g for 0,5 liters flaskerne.

Skruelågene er af polypropylen og vejer i gennemsnit 2,8 gram for begge flasketyper inklusive indlæg fremstillet af polyethylen. Etiketterne af bleget papir vejer i gennemsnit 0,96 gram pr. 1,5 liters flaske og 0,353 gram pr. 0,5 liters flaske.

Det antages at 1,5 liters flaskerne transporteres i kartonkasser med 6 flasker pr. kasse, og en kassevægt på 0,5 kg. For 0,5 liters flaskerne antages kartonkasser til 20 flasker pr. kasse, og ligeledes en kassevægt på 0,5 kg.

Materialebalance for 1,5 liters flasker

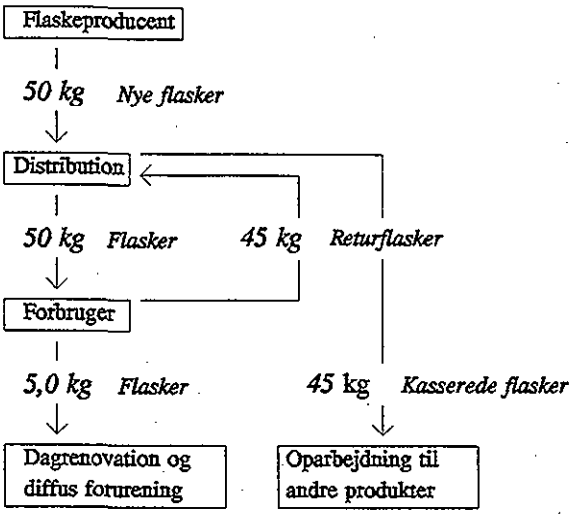
Med udgangspunkt i distribution af 667 fyldte 1,5 liter PET-flaske, svarende til 1.000 liter læskedrik, er massestrømmene i det opstillede system vist i figur 12.3.



Figur 12.3
Materialeflow i systemet for 1,5 liters engangsflasker af PET.

Materialebalance for 0,5 liters flasker

Distribution af 1.000 liter læskedrik i 0,5 liters PET-flasker svarer til 2000 emballager. Massebalancerne for dette retursystem fremgår af figur 12.4.



Figur 12.4
Materialeflow i systemet for 0,5 liters engangsflasker af PET.

12.1.2 Forudsætninger

Datagrundlag

Det har ikke været muligt at tage udgangspunkt i stedsspecifikke data for systemet for engangsflasker af PET.

For fremstilling af PET er der taget udgangspunkt i det samme datagrundlag som for genpåfyldelige PET-flaske, se delrapport 5.

For fremstilling af engangs-PET-flasker er der taget udgangspunkt i Boustead (1993).

For tapning er energiforbruget baseret på estimater ud fra data fra danske tapperier (1993), hvor energiforbruget til opvarmning af skyllevand dog er trukket ud, da engangsflaskerne ikke vaskes som de genpåfyldelige flasker.

Distributionssystemet er opstillet som for de genpåfyldelige flasker, dog returneres engangsflaskerne ikke tilbage over tapperierne, men over depoter.

Genvinding af PET-flaskerne er som for de genpåfyldelige flasker baseret på data fra Schoeller Plast Enterprise. Danske Læskedrik Fabrikanter har bidraget med oplysninger om returprocenter.

Eastman og Hoechst har bidraget med generelle oplysninger om PET-produktion og muligheder for genvinding, oparbejdning og anvendelsesmuligheder for de oparbejdede PET-flasker.

National Starch & Chemical har bidraget med oplysninger om lim til etiketter.

Det antages, at 50% af skruelågene returneres og materialegenvindes til andre formål, fx. urtepotter (Dadeko A/S, 1994).

Desuden er der så vidt muligt indsamlet data fra litteraturen til alle processer som sammenligningsgrundlag for de indsamlede stedsspecifikke data.

12.1.3 Afgrænsninger

Forbrugertrinnet

Som for de øvrige emballagesystemer medtages transport mellem detailhandel og forbruger ikke. Betydningen af dette er diskuteret i delrapport 7.

Systemgrænse

Systemgrænsen for det opstillede retursystem for engangsflasker af PET er lagt som for systemet for genpåfyldelige flasker af PET.

Der er således taget udgangspunkt i, at "graven" for PET-flasken defineres efter at de kasserede flasker er samlet ind og komprimerede.

12.2 Resultater

I det følgende opstilles resultaterne for kortlægningen af engangsflasker af PET. De anførte resultater er baseret på delrapport 6, hvori der findes detaljerede procesbeskrivelser samt opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for de enkelte processer.

Resultaterne er opstillet for hele livscyklus og opdelt i materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

I opgørelsen er forudsat en returprocent på 90% fra forbruger til detailled.

12.2.1 Materialer

Det samlede materialeforbrug for distribution af 1.000 liter læskedrik i PET-flaske er opgjort for hele livscyklus.

Resultaterne for 1,5 liters emballager og 0,5 liters emballager er vist i tabel 12.1 og 12.2.

Materialeforbruget er opdelt på materialeforbrug til selve flasken og materialeforbrug til skruelåg, etiketter og kasser.

Dertil kommer materialeforbrug vedrørende primær energiproduktion, som dels omfatter materialer, der indgår i selve energifremstillingen, men også materialer til bygninger, procesudstyr m.v. relateret til energifremstillingen.

Ved affaldsforbrænding udvikles en vis energimængde. Såfremt denne udnyttes maksimalt til kraft/varme-produktion kan der spares energi og dermed også materialer. De anførte materialeforbrug under "undgåede materialeforbrug" repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares.

Materialeforbrug for engangs PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede materiale-forbrug
		PET-flasker	Øvrige emballager			
Råmaterialer						
Råolie	gram	113.538	3.905		117.443	
Hydrogen (brint)	gram	665	4		669	
Oxygen (ilt)	gram	14.905	238		15.143	
Træ	gram		45.847		45.847	
Returpapir	gram		31.278		31.278	
Jernmalm	gram			1.063	1.063	-496,6
Hjælpematerialer						
Natriumhydroxid	gram	13	432		444	
Smøremiddel	gram	0,57			1	
Opløsningsmiddel	gram	1,13			1	
Saltsyre	gram	0,00			0	
Smøremiddel	gram	83	0		83	
Svovlsyre (ukendt koncentration)	gram		267		267	
Tin	gram			0,09	0,09	-0,0050
Kalk	gram		149		149	
Chlor	gram		227		227	
Natriumchlorat	gram		267		267	
Natriumsulfat	gram		111		111	
Peroxid	gram		35		35	
Svovldioxid	gram		162		162	
Kaolin og binder	gram		5.107		5.107	
Trykfarver	gram		30		30	
Pigmenter	gram		18		18	
Silicone	gram		0		0	
Diverse hjælpestoffer (ikke specificeret)	gram	569,33	308,9		878	
Vand	liter	177	1.555	8.578	10.309	-6686
Fremkomne, genanvendelige materiale- og sideprodukter						
Sideprodukter (uspecificeret)	gram	-36.877			-36.877	
Sideprodukter m. brændværdi	gram	-59.484	-1.881		-61.365	
PET-scrap (fra fremstilling og kasserede flasker)	gram	25.483				
Polypropylen (fra skruelåg)	gram		994			
Karton (fra kasser)	gram		27.778			

Tabel 12.1
Materialeforbrug for 1,5 liter engangsflasker af PET til læskedrik.

1,5 liters flasker

Til distribution af 1.000 liter læskedrik i 1,5 liters emballager skal der fremstilles 28 kg flasker. Hertil er der behov for 28,3 kg nyt PET-granulat.

Til fremstilling af PET-granulatet anvendes 114 kg råolie og 14 kg ilt samt mindre mængder øvrige materialer.

Skruelåg, etiketter og kasser

Til fremstilling af skruelåg anvendes råolie som råmateriale. Til fremstilling af etiketter og kartonbakker anvendes træ og returpapir som råmateriale.

Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve til etiketter og kasser er ikke opgjort.

Det samlede forbrug af opgjort råmaterialer for 1,5 liters flasker til etiketter, skruelåg og kasser udgør 3,9 kg råolie og 77 kg træ og returpapir pr. 1.000 liter distribueret.

Det samlede forbrug af hjælpematerialer for 1,5 liters flasker til etiketter, skruelåg og kartonbakker udgør ca. 7 kg materialer samt 1,5 m^3 vand pr. 1.000 liter distribueret.

Energifremstilling

Det opgjort materialeforbrug til energifremstilling omfatter hjælpematerialer til energiproduktionsprocesser og til renseprocesser (fx. røggasrensning) samt materialer til fremstilling af bygninger og produktionsudstyr. De grundliggende data gør det ikke muligt at foretage en klar skelnen, - se delrapport 7. I de videre vurderinger af materialeforbrug vil kun blive medtaget forbruget af vand.

Ud- og indgående strømme

Indsamlede, brugte 1,5 liters flasker kasseres og kan anvendes til andre formål. Dertil kommer skrap fra flaskefremstilling. Mængden udgør 25,5 kg. Denne mængde henregnes dog fuldt ud til flaskesystemet, da sekundært PET ikke kan anvendes til levnedmiddelemballage, som beskrevet i afsnit 4.3.7.

Derudover indsamles 27,8 kg kartonkasser pr. 1.000 liter distribueret læskedrik. Dette karton kan genvindes og anvendes til produktion af andre produkter.

Materialeforbrug for engangs PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede materiale-forbrug
		PET-flasker	Øvrige emballager			
Råmaterialer						
Råolie	gram	202.746	11.715		214.461	
Hydrogen (brint)	gram	1.188	11		1.199	
Oxygen (ilt)	gram	26.616	222		26.838	
Træ	gram		42.345		42.345	
Returpapir	gram		28.150		28.150	
Jernmalm	gram			1.479	1.479	-731,5
Hjælpematerialer						
Natriumhydroxid	gram	23	400		423	
Smøremiddel	gram	1,01			1	
Opløsningsmiddel	gram	2,02			2	
Saltsyre	gram	0,00			0	
Smøremiddel	gram	83	0		83	
Svovlsyre (ukendt koncentration)	gram		249		249	
Tin	gram			0,12	0,12	-0,0074
Kalk	gram		137		137	
Chlor	gram		212		212	
Natriumchlorat	gram		249		249	
Natriumsulfat	gram		100		100	
Peroxid	gram		33		33	
Svovldioxid	gram		151		151	
Kaolin og binder	gram		4.765		4.765	
Trykfarver	gram		30		30	
Pigmenter	gram		55		55	
Silicone	gram		0		0	
Diverse hjælpestoffer (ikke specificeret)	gram	1.016,67	529,9		1.547	
Vand	liter	177	1.445	11.838	13.460	-9847
Fremkomne, genanvendelige materiale- og sideprodukter						
Sideprodukter (uspecificeret)	gram	-65.851			-65.851	
Sideprodukter m. brændværdi	gram	-106.222	-5.642		-111.864	
PET-scrap (fra fremstilling og kasserede flasker)	gram	45.505			45.505	
Polypropylen (fra skruelåg)	gram		2.982		2.982	
Karton (fra kasser)	gram		25.000		25.000	

Tabel 12.2
Materialeforbrug for 0,5 liters engangsflasker af PET til læskedrik.

0,5 liters flasker

Til distribution af 1.000 liter læskedrik i 0,5 liters emballager skal der fremstilles 50 kg flasker. Hertil er der behov for 50,5 kg nyt PET-granulat.

Til fremstilling af PET-granulatet anvendes 203 kg råolie og 27 kg ilt samt mindre mængder øvrige materialer.

Skruelåg, etiketter og kasser

Til fremstilling af skruelåg anvendes råolie som råmateriale. Til fremstilling af etiketter og kartonbakker anvendes træ og returpapir som råmateriale.

Råvareforbruget til fremstilling af trykfarve til etiketter og kasser er ikke opgjort.

Det samlede forbrug af opgjort råmaterialer for 0,5 liters flasker til etiketter, skruelåg og kasser udgør 11,7 kg råolie og 70 kg træ og returpapir pr. 1.000 liter distribueret.

Det samlede forbrug af hjælpematerialer for 0,5 liters flasker til etiketter, skruelåg og kartonbakker udgør ca. 7 kg materialer samt 1,5 m^3 vand pr. 1.000 liter distribueret.

Ud- og indgående strømme

Indsamlede, brugte 0,5 liters flasker kasseres og kan anvendes til andre formål. Dertil kommer scrap fra flaskefremstilling. Mængden udgør 45,5 kg. Denne mængde henregnes dog fuldt ud til flaskesystemet, da sekundært PET ikke kan anvendes til levnedmiddelemballage, som beskrevet i afsnit 4.3.7.

Derudover indsamles 25 kg kartonkasser pr. 1.000 liter distribueret læskedrik. Dette karton kan genvindes og anvendes til produktion af andre produkter.

12.2.2 Energi

Energiforbruget er opgjort som det direkte energiforbrug i form af energi til processer og transport.

Det direkte energiforbrug er derefter omregnet til forbrug af primære energiressourcer.

Principperne for opgørelse af primær energi er beskrevet i delrapport 7.

Direkte energiforbrug

Det samlede direkte energiforbrug for processer og transport opdelt på de enkelte trin i livscyklus er vist for 1,5 liters emballager i tabel 12.3 og for 0,5 liters emballager i tabel 12.4.

Den energimængde, der udvikles ved affaldsforbrænding, er modregnet i opgørelse af det direkte energiforbrug.

Energiforbrug for engangs PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Procent
		PET-flasker	Øvrige emballager		%
Fremstilling af råvarer og PET-granulat	MJ	2211,3		38,8	58,2
Fremstilling af emballager: preforms	MJ	61,4		37,3	2,6
Fremstilling af emballager: flasker	MJ	12,0		3,1	0,4
Tapning	MJ	84,0		0,0	2,2
Distribution	MJ	0,0		8,5	0,2
Forbrug	MJ	0,0		0,0	0,0
Genvinding af flasker	MJ	1,5		1,4	0,1
Bortskaffelse	MJ	-456,3		0,4	-11,8
Etiketter og lim, fremstilling og distribution	MJ		38,4	1,4	1,0
Etiketter og lim, bortskaffelse	MJ		-0,5	0,2	0,0
Skruelåg, fremstilling og distribution	MJ		148,1	2,2	3,9
Skruelåg, bortskaffelse	MJ		-31,5	1,2	-0,8
Kasser, fremstilling og distribution	MJ		1944,4	85,4	52,5
Kasser, bortskaffelse	MJ		-333,3	7,5	-8,4
SUM	MJ	1.913,8	1.765,5	187,4	100
SUM i alt	MJ	3.867			

Tabel 12.3
Direkte energiforbrug for 1,5 liters engangsflasker af PET til læskedrik.

Energiforbrug for engangs PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Procent
		PET-flasker	Øvrige emballager		%
Fremstilling af råvarer og PET-granulat	MJ	3948,7		69,3	73,4
Fremstilling af emballager: preforms	MJ	109,6		66,7	3,2
Fremstilling af emballager: flasker	MJ	21,4		5,5	0,5
Tapning	MJ	84,0		0,0	1,5
Distribution	MJ	0,0		15,1	0,3
Forbrug	MJ	0,0		0,0	0,0
Genvinding af flasker	MJ	2,7		2,5	0,1
Bortskaffelse	MJ	-814,9		0,7	-14,9
Etiketter og lim, fremstilling og distribution	MJ		64,1	2,4	1,2
Etiketter og lim, bortskaffelse	MJ		-0,9	0,3	0,0
Skruelåg, fremstilling og distribution	MJ		444,3	6,6	8,2
Skruelåg, bortskaffelse	MJ		-94,5	3,2	-1,7
Kasser, fremstilling og distribution	MJ		1750,0	76,9	33,4
Kasser, bortskaffelse	MJ		-300,0	6,8	-5,4
SUM	MJ	3.351,5	1.863,1	255,8	100
SUM i alt	MJ	5.470			

Tabel 12.4
Direkte energiforbrug for 0,5 liters engangsflasker af PET til læskedrik.

De væsentligste energiforbrug findes ved fremstilling af PET-granulat samt ved fremstilling af kartonbakker.

Der er gennemført en beregning af usikkerheden på bestemmelsen af det direkte energiforbrug. Dette er vist i bilag 2 og resultatet er vist under nøgletal i afsnit 12.4.

Energiressourcer

Der er foretaget en omregning af det direkte energiforbrug til primært energiforbrug.

I tabel 12.5 og 12.6 er vist de energityper (kul, olie, el), der anvendes for det samlede energiforbrug til processer og transport.

Endvidere er den mængde energi, der er bundet i materialerne, opgjort. Energiindholdet er bestemt ud fra nedre brændværdi for de respektive materialer.

En del af den energimængde, der er bundet i materialerne, vil blive frigjort ved forbrænding.

Energiforbrug fordelt på energityper for engangs PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport	MJ	170,2
Svær fuelolie til transport	MJ	17,1
Fuelolie (kedelanlæg) + "termisk energi"	MJ	0,1
Naturgas	MJ	0,0
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	0,0
El i Danmark	MJ	97,5
El i Sverige	MJ	0,0
El i Europa	MJ	356,1
El i Verden	MJ	0,0
Uspecificeret og "Termisk energi"	MJ	2.121,4
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**2.762,4**
Energiindhold i materialer	MJ	1.926,0
Forbrænding	MJ	-821,7
SUM	MJ	**3,866,7**

Tabel 12.5
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for 1,5 liters engangsflaske af PET til læskedrik.

Energiforbrug fordelt på energityper for engangs PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		
Diesel til transport	MJ	225,1
Svær fuelolie til transport	MJ	30,7
Fuelolie (kedelanlæg) + "termisk energi"	MJ	0,2
Naturgas	MJ	0,0
El fra vandkraft, Schweiz	MJ	0,0
El i Danmark	MJ	108,2
El i Sverige	MJ	0,0
El i Europa	MJ	509,2
El i Verden	MJ	0,0
Uspecificeret og "Termisk energi"	MJ	3.001,4
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	MJ	**3.874,7**
Energiindhold i materialer	MJ	2.805,9
Forbrænding	MJ	-1.210,2
SUM	MJ	**5.470,4**

Tabel 12.6
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for 0,5 liters engangsflaske af PET til læskedrik.

De primære energikilder, der anvendes til fremstilling af elektricitet, afhænger af, hvor elektriciteten fremstilles (hvilket land/område). For retursystemet forudsættes det, at el anvendt til fremstilling af PET-granulat samt papir og plast sker i Vesteuropa, mens resten af el-forbruget ligger i Danmark. De grundliggende data er anført i delrapport 7.

Med hensyn til udvinding af primære energikilder er der taget udgangspunkt i et gennemsnit for Vesteuropa.

Betegnelsen "uspecificeret og termisk" i tabel 12.5 og 12.6 omfatter det energiforbrug, som det ikke har været muligt at få oplyst energitypen for.

For det energiforbrug, der betegnes "uspecificeret og termisk" i tabel 12.5 og 12.6, er der som grundlag for omregning til primær energi anvendt Vesteuropæisk gennemsnitlig energiproduktion.

I tabel 12.7 og 12.8 er vist en opgørelse af det samlede primære energiressourcer for engangs-PET-flasker ved distribution af 1.000 liter.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for engangs PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energi-ressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm3	2,549	-0,148
Naturgas	Nm3	21,572	-0,940
Minegas (fra kulminer)	kg	0,573	-0,694
Råolie	kg	52,452	-3,046
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	30,328	-1,176
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	82,517	-101,234
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	1,802	-0,0804
Potentielt energiindhold i vand	MJ	147,276	-5,269
Træ i skove (tørvægt)	kg	0,960	-1,038

Tabel 12.7
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for 1,5 liters engangsflasker af PET til læskedrik.

Energiforbrug fordelt på energiressourcer for engangs PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		SUM	Undgåede energiressourcer
Gas fra kombinerede olie og gasfelter	Nm^3	3,590	-0,218
Naturgas	Nm^3	30,506	-1,385
Minegas (fra kulminer)	kg	0,777	-1,023
Råolie	kg	73,889	-4,487
Brunkul (i naturlig tilstand)	kg	43,064	-1,732
Stenkul (i naturlig tilstand)	kg	111,925	-149,105
Uran (indhold i uraniumhexaflourid)	gram	2,562	-0,1185
Potentielt energiindhold i vand	MJ	208,704	-7,761
Træ i skove (tørvægt)	kg	1,309	-1,528

Tabel 12.8
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for 0,5 liters engangsflasker af PET til læskedrik.

De energiressourcer, der er anført i kolonnen under "undgåede energiressourcer", er den mængde ressourcer, der maksimalt kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt til kraft/varmeproduktion.

12.2.3 Emissioner til luft

I det følgende er opgjort emissioner til luft. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer, transport samt på energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra energiproduktionen henvises til delrapport 7.

Resultaterne fra opgørelse af emissioner til luft er vist i tabel 12.9 for 1,5 liters emballager og i tabel 12.10 for 0,5 liters emballager.

Emissioner til luft for engangs PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		PET-flasker	Øvrige emballager				
Partikler, støv	gram	14,53	83,99	10,67	494,15	603,34	-351,56
Kuldioxid, CO_2	gram	44371	2246	13.604	355.087	415.307	-169.106
Nitrogenoxider, NO_x	gram	229,81	200,33	200,14	821,32	1.451,60	-436,37
Svovldioxid, SO_2	gram	5,26	454,19	41,78	2.706,07	3.207,30	-714,13
Methan, CH_4	gram				900,43	900,43	-713,86
Flygtige organiske forb. (- methan), NMVOC	gram	172,53	293,94	55,91	437,75	960,13	-33,57
Cadmium, Cd	gram				0,051	0,051	-0,001
Kviksølv, Hg	gram		0,000401		0,007	0,007	-0,006
Bly, Pb	gram				0,130	0,130	-0,035
Radioaktive emiss. total	kBq				156.856	156.856	-6.998

Tabel 12.9
Emissioner til luft fra 1,5 liters engangsflasker af PET til læskedrik.

Emissioner til luft for engangs PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Transport	Energifremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		PET-flasker	Øvrige emballager				
Partikler, støv	gram	25,94	77,87	16,91	682,50	803,22	-517,81
Kuldioxid, CO_2	gram	79.233	6.737	18.738	494.664	599.373	-249.071
Nitrogenoxider, NO_x	gram	410,37	196,59	272,18	1.141,44	2.020,58	-642,72
Svovldioxid, SO_2	gram	9,39	423,25	69,93	3.796,49	4.299,06	-1.051,82
Methan, CH_4	gram				1.239,48	1.239,48	-1.051,43
Flygtige organiske forb. (- methan), NMVOC	gram	308,08	284,46	74,81	616,37	1.283,72	-49,44
Cadmium, Cd	gram				0,072	0,072	-0,002
Kviksølv, Hg	gram		0,000371		0,009	0,010	-0,009
Bly, Pb	gram				0,182	0,182	-0,052
Radioaktive emiss., total	kBq				222.929	222.929	-10.308

Tabel 12.10
Emissioner til luft fra 0,5 liters engangsflasker af PET til læskedrik.

Emballager

De væsentligste emissioner fremkommer ved fremstilling af materialerne PET-granulat, papir og plast til låg og kasser. Dertil kommer et betydeligt bidrag fra transport.

Primære energikilder

Som det fremgår af tabel 12.9 og 12.10 fremkommer de væsentligste luftbårne emissioner fra udvinding af energikilder og fremstilling af el.

Undgåede emissioner

De undgåede emissioner er de emissioner, der kan spares, såfremt energiudviklingen fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

12.2.4 Emissioner til vand

I det følgende er opgjort emissioner til vand. Opgørelserne er opdelt på emissioner fra processer samt fra energiproduktion.

Med hensyn til grundliggende data for emissioner fra den primære energiproduktion henvises til delrapport 7.

Resultaterne fra opgørelse af emissioner til vand er vist i tabel 12.11 for 1,5 liters emballager og i tabel 12.12 for 0,5 liters emballager.

Emissioner til vand for engangs PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		PET-flasker	Øvrige emballager			
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram			6,91	6,91	-1,35
Phosphat	gram			7,91	7,91	-9,67
Fedt og olie	gram		1,52	48,82	50,35	-2,83
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram	19,01	154,18	60,45	233,64	-4,37
BOD5	gram		54,32	0,15	54,47	-0,03
COD	gram		455,20	3,39	458,60	-0,82
Cadmium, Cd	gram			0,01	0,01	-0,01
Kviksølv, Hg	gram		0,000056	2,8*10-7	0,000056	2,8*10-7
Bly, Pb	gram			0,71	0,71	-0,82
Radioaktive emissioner, total	kBq			1.443,35	1.443,35	-64,62

Tabel 12.11
Emissioner til vand fra 1,5 liter engangsflasker af PET til læskedrik.

Emissioner til vand for engangs PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgåede emissioner
		PET-flasker	Øvrige emballager			
N-total (ammoniak, nitrit, nitrat og øvrig N)	gram			9,65	9,65	-1,99
Phosphat	gram			10,73	10,73	-14,24
Fedt og olie	gram		1,39	68,78	70,17	-4,17
Organiske stoffer (inkl. kulbrinter og chlorerede)	gram	33,94	142,68	85,20	261,82	-6,44
BOD5	gram		50,47	0,21	50,68	-0,04
COD	gram		423,00	4,71	427,71	-1,21
Cadmium, Cd	gram			0,01	0,01	-0,01
Kviksølv, Hg	gram		0,000051	3,8*10-7	0,000051	-3*10-7
Bly, Pb	gram			0,97	0,97	-1,21
Radioaktive emissioner, total	kBq			2.051,31	2.051,31	-95,18

Tabel 12.12
Emissioner til vand fra 0,5 liter engangsflasker af PET til læskedrik.

Fra processer

Emissioner til vand fra processer omfatter primært vask af flasker samt fremstilling af papir til etiketter.

Ved skylning af nye flasker i koldt vand forekommer kun emissioner i ringe omfang, og disse er sat til nul.

Primære energikilder

Fra udvinding af primære energikilder til energiproduktion fremkommer en række emissioner til vand. De væsentligste er fedt og olie samt organiske stoffer fra fossile brændsler samt radioaktive stoffer fra A-kraft.

12.2.5 Affald

Der er foretaget en opgørelse af affaldsmængderne, som fremkommer ved kassation af ikke returnerede emballager, fra processer og fra energiproduktion.

Resultaterne fra opgørelse af affald er vist i tabel 12.13 for 1,5 liters emballager og i tabel 12.14 for 0,5 liters emballager.

Affald fra engangs PET-flasker, 1,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer		Energi-fremstilling	SUM	Undgået affald
		PET-flasker	Øvrige emballager			
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballager	kg	1,79	22,99		24,79	
Deponering af emballager	kg	0,45	6,57		7,01	
Kassation i naturen af emballager	kg	0,56	0,12		0,68	
Industriaffald						
Papirmasse	gram		39,1		39,1	
PP (produktionsrester)	gram		91,4		91,4	
Industriaffald generelt	gram			40.443	40.443	-39.144
Miljøfarligt affald						
Pigment fra skruelåg	gram		0,021		0,021	
Olieholdigt vand til Kommunekemi	gram		0,0		0,0	
Miljøfarligt affald generelt	gram			77,8	77,8	-26,1
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	m3			0,00016	0,00016	-0,000009
Uspecificeret affald						
Uspecificeret, procesaffald mv.	gram	255	2.393,0		2647,6	

Tabel 12.13
Affald fra 1,5 liters engangsflasker af PET til læskedrik.

Affald fra engangs PET-flasker, 0,5 liter pr. 1.000 liter distribueret		Processer PET-flasker	Processer Øvrige emballager	Energi-fremstilling	SUM	Undgået affald
Kasserede emballager fra forbruger						
Forbrænding af emballager	kg	3,20	22,24		25,44	
Deponering af emballager	kg	0,80	6,94		7,74	
Kassation i naturen af emballager	kg	1,00	0,33		1,33	
Industriaffald						
Papirmasse	gram		65,3		65,3	
PP (produktionsrester)	gram		274,3		274,3	
Industriaffald generelt	gram			55.354	55.354	-57.654
Miljøfarligt affald						
Pigment fra skruelåg	gram		0,064		0,064	
Olieholdigt vand til Kommunekemi	gram		0,0		0,0	
Miljøfarligt affald generelt	gram			108,7	108,7	-38,4
Radioaktivt affald						
Radioaktivt affald generelt	m3			0,00023	0,00023	-0,000014
Uspecificeret affald						
Uspecificeret, procesaffald mv.	gram	455	2.216		2.670	

Tabel 12.14
Affald fra 0,5 liters engangsflasker af PET til læskedrik.

Kasserede emballager

De kasserede emballager, der ikke returneres fra forbruger, bortskaffes gennem dagrenovationen eller henkastes i naturen.

Den emballagemængde, der kasseres efter brug og ved emballageproduktion, er ikke medregnet i tabel 12.14, da dette materiale forudsættes anvendt til andre formål i andre systemer og derfor ikke regnes som affald. Materialerne er til gengæld opgjort i tabel 12.1 og 12.2 under "Fremkomne, genanvendelige materialer". Mængden udgør for 1,5 liters emballager 2,4 kg og for 0,5 liters emballager 3,6 kg.

Processer

Affald fra processer fremkommer primært i form af ikke specificeret procesaffald fra fremstilling af PET-granulat. Dertil kommer affald fra den sekundære emballage, - ikke specificeret procesaffald fra fremstilling af PP til skruelåg samt papir til etiketter.

Energiproduktion

Affald fra energiproduktion stammer hovedsagelig fra dansk elproduktion og er slagge fra kulfyrede kraftværker. Dertil kommer affald fra udvinding af energikilder samt radioaktivt affald.

Undgået affald

Det "undgåede affald" repræsenterer den affaldsmængde, der kan spares, såfremt energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt. Disse mængder er relativt store, da en del af energiindholdet i den mængde PET, der kasseres på tapperi, henregnes til flaskesystemet.

12.3 Vurdering af kortlægningen

12.3.1 Generelle forhold

Udgangspunkt

Ved kortlægningen af engangsflasker af PET er der taget udgangspunkt i det samme datagrundlag som for genpåfyldelige flasker af PET, - se afsnit 11.3.1.

Returprocent

I kortlægningen er der taget udgangspunkt i en returprocent på 90%. De returnerede flasker anvendes efter oparbejdning til andre formål eller forbrændes.

Manglende data

I kortlægningen indgår ikke en opgørelse af ressourceforbrug og emissioner for lim og trykfarve til etiketter, da det ikke har været muligt at indhente oplysninger om disse materialer.

Disse forhold samt forhold omkring bortskaffelse er de samme som for genpåfyldelige PET-flasker, afsnit 11.3.3.

Usikkerheder

Da systemet for engangsflasker af PET er opstillet ud fra samme datagrundlag som for genpåfyldelige PET-flasker, gør de samme forhold sig gældende for de to systemer. Der henvises derfor til afsnit 11.3.4.

I bilag 2 er opstillet tabeller over usikkerheder og der er gennemført visse beregninger. Sidst i nærværende kapitel er usikkerhederne vist sammen med nøgletallene for kortlægningen.

12.3.2 Følsomhedsanalyse af energiforbrug

I dette afsnit vil nogle af de foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænsers indflydelse på resultaterne blive vurderet. Dette gøres ved hjælp af følsomhedsanalyser på det direkte energiforbrug. Vurderingen afsluttes med en vurdering af usikkerheden på det samlede energiforbrug for processer og transport.

De foretagne antagelser, forudsætninger og systemgrænser vil desuden have indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder. Det har ikke været muligt at foretage følsomhedsanalyser for indvirkninger på disse inden for projektets rammer.

De opstillede antagelser og forudsætninger for beregningerne fremgår af delrapport 6. Følsomhedsvurderingerne tager udgangspunkt i en returprocent på 90% (bortset fra den, der analyserer returprocenten).

Returprocent

Der er taget udgangspunkt i en returprocent på 90% for beregningerne af systemet for engangsflasker af PET. Returprocenten kan bl.a. afhænge af pantens størrelse, oplysningskampagner, indsamlingsordninger og returneringsmuligheder.

Af tabel 12.15 og 12.16 ses en sammenlignende gennemregning for returprocenter på 85%, 90% og 98,5% for henholdsvis 1,5 liters flasker og 0,5 liters flasker. 98,5% er valgt med henblik på en sammenstilling med det eksisterende retursystem for genpåfyldelige flasker, der har denne returprocent.

Energiforbrug i MJ/1 000 liter distribueret i 1,5 liters flasker	Returprocent 85%	Returprocent 90%	Returprocent 98,5%
Fremstilling af råvarer	2.250 MJ	2.250 MJ	2.250 MJ
Fremstilling af pre-forms og flasker	114 MJ	114 MJ	114 MJ
Tapning	84 MJ	84 MJ	84 MJ
Distribution	9 MJ	9 MJ	9 MJ
Forbrug	0 MJ	0 MJ	0 MJ
Genvinding af flasker	3 MJ	3 MJ	3 MJ
Bortskaffelse	- 462 MJ	- 456 MJ	- 446 MJ
Etiketter, kapsler og kasser	1.864 MJ	1.864 MJ	1.864 MJ
Total	3.860 MJ	3.867 MJ	3.878 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 12.15
Energiforbrug til retursystemet for engangsflasker af PET på 1,5 liter med varierende returprocenter.

Energiforbrug i MJ/1 000 liter distribueret i 0,5 liters flasker	Returprocent 85%	Returprocent 90%	Returprocent 98,5%
Fremstilling af råvarer	4.018 MJ	4.018 MJ	4.018 MJ
Fremstilling af pre-forms og flasker	203 MJ	203 MJ	203 MJ
Tapning	84 MJ	84 MJ	84 MJ
Distribution	15 MJ	15 MJ	15 MJ
Forbrug	0 MJ	0 MJ	0 MJ
Genvinding af flasker	5 MJ	5 MJ	5 MJ
Bortskaffelse	- 825 MJ	- 814 MJ	- 796 MJ
Etiketter, kapsler og kasser	1.959 MJ	1.959 MJ	1.959 MJ
Total	5.459 MJ	5.470 MJ	5.490 MJ

Note: Værdierne er afrundede.

Tabel 12.16
Energiforbrug til retursystemet for engangsflasker af PET på 0,5 liter med varierende returprocenter.

Det ses af tabel 12.15 og 12.16, at returprocenten ikke har væsentlig indflydelse på det samlede energiforbrug for engangssystemerne for PET-flasker.

For systemet for 1,5 liters engangsflasker af PET vil det samlede energiforbrug i systemet øges med 11 MJ/1.000 liter for en returprocent på 98,5%, og reduceres med 7 MJ/1.000 liter for en returprocent på 85%.

For systemet for 0,5 liters engangsflasker af PET vil det samlede energiforbrug i systemet øges med 20 MJ/1.000 liter for en returprocent på 98,5%, og reduceres med 11 MJ/1.000 liter for en returprocent på 85%.

Returprocenten har ikke væsentlig betydning for de samlede energiforbrug i systemerne, men det skal bemærkes, at den har væsentlig betydning for de samlede affaldsmængder i systemet i forhold til genvinding af materialerne.

Diffus forurening

Der er i beregningerne taget udgangspunkt i en antagelse om, at 20% af de ikke-returnerede flasker ender som diffus forurening i naturen. De nøjagtige forhold kendes ikke, men hvis man antager, at 100% går til dagrenovation, og dermed til deponi og affaldsforbrændingsanlæg, svarer det til, at det samlede energiforbrug til forbrændingen samt transport, bliver ca. 14 MJ/1.000 liter mindre for 1,5 liters flasker og ca. 25 MJ/1.000 liter mindre for 0,5 liters flasker. Forskellen er uden betydning for det samlede resultat. Antagelsen kan derimod have betydning for opgørelserne af affaldsmængder.

Systemgrænse for PET

I systemet for engangsflasker af PET er det forudsat, at de kasserede flasker samt PET fra produktionen genvindes og anvendes til andre produkter. Denne genvinding af det sekundære PET giver allokeringsproblemer (jf. kapitel 4), og set fra PET-systemet er det ikke sikkert, at det er miljømæssigt optimalt at genvinde den sekundære PET.

Hvis al den PET, der kasseres fra systemet, i stedet gik til affaldsforbrænding med varmegenvinding, ville det samlede energiforbrug for 1,5 liters flasker være 428 MJ/1.000 liter mindre, og for 0,5 liters flasker være 765 MJ/1.000 liter mindre.

Antagelsen om, hvordan de kasserede flasker fra systemet for engangsflasker af PET behandles, har derfor væsentlig betydning for det samlede energiforbrug.

Transport

Der er foretaget en del forudsætninger og antagelser i forbindelse med transport i systemet for de anvendte transportkapaciteter, dvs. den grad, transportmidlets kapacitet udnyttes, om der køres med tomme lastbiler den ene vej etc. (se delrapport 7). For at undersøge, hvilken indflydelse, disse antagelser har, er der gennemført følsomhedsanalyser for transporten.

Det samlede transportbehov i systemet for 1,5 liter flasker svarer til ca. 187 MJ/1.000 liter og ca. 256 MJ/1.000 liter for 0,5 liter flasker.

Hvis den gennemsnitlige transportkapacitet for alle transporter i systemet fordobles vil det give en samlet besparelse på ca. 94 MJ/1.000 liter for 1,5 liter flasker og 128 MJ/1.000 liter for 0,5 liter flasker.

Hvis transporterne derimod kun er halvt så effektive vil det fordoble transportenergien, og dermed give et forhøjet samlet energiforbrug med ca. 187 MJ/1.000 liter for 1,5 liter flasker og ca. 256 MJ/1.000 liter for 0,5 liter flasker.

Som det beskrives i delrapport 7, er transporten mellem detailhandel og forbrugerens hjem med personbil ikke medtaget i beregningerne. Energiforbruget fra denne transport kan udgøre op mod 400 MJ/1.000 liter, alt efter, hvordan energien fordeles mellem emballage, produkt, transport af andre produkter og transport af mennesker. Energiforbruget for denne transport antages at være ens for alle emballagesystemerne - en bil bruger ikke mere eller mindre energi om man køber 4 liter øl i flasker eller på dåser.

Kartonkasser

Der er taget udgangspunkt i, at 1,5 liter PET-engangsflaskerne distribueres i kartonkasser á 500 gram med plads til 6 flasker.

For 0,5 liter PET-engangsflasker er der taget udgangspunkt i kartonkasser á 500 gram med plads til 20 flasker.

Da ingen af systemerne findes i Danmark i dag er ovennævnte kartonkasser antagelser.

I det følgende foretages følsomhedsanalyser for disse antagelser, og hvordan ændringer i antagelserne påvirker det samlede energiforbrug i systemet.

Det samlede energiforbrug til kartonkasserne vil blive halveret hvis:

- vægten af kasserne halveres
- antallet af flasker pr. kasse fordobles
- kasserne anvendes 2 gange i stedet for kun 1 gang
- materialegenvinding af karton til nye kartonprodukter.

Det betyder, at det samlede energiforbrug for 1,5 liter engangsflasker kan nedskrives med ca. 770 MJ/1.000 liter og med ca. 850 MJ/1.000 liter for 0,5 liter flasker.

Hvis man både fordobler antallet af flasker og anvender kasserne 2 gange bliver den samlede energibesparelse det dobbelte.

Bortskaffelse af skruelåg

Det antages i beregningerne, at 50% af skruelågene returneres og anvendes til andre formål (f.eks til urtepotter). Hvis alle låg 100% i stedet gik til affaldsforbrænding med energigenvinding ville det give en samlet energibesparelse på 56 MJ/1.000 liter for 1,5 liter flasker og 167 MJ/1.000 liter for 0,5 liter flasker.

Forholdet mellem forbrænding og materialegenvinding af skruelågene er endvidere af betydning for de samlede affaldsmængder i systemet.

Bortskaffelse af etiketter

I systemet tages der udgangspunkt i, at de etiketter, der går med flaskerne retur til bryggeriet og aftages her, går til deponi. Hvis man antager, at alle etiketterne i stedet forbrændes på forbrændingsanlæg udvikles ca. 8 MJ/1.000 liter for 1,5 liter flasker og ca. 14 MJ/1.000 liter for 0,5 liter flasker.

Udeladelser

I systemafgrænsningen er der foretaget en del afgrænsninger under hensyntagen til omfanget af projektet. Herunder er der ikke medtaget fremstilling af natriumhydroxid, smøremidler, opløsningsmidler, svovlsyre, chlor, natriumchlorat, ilt, peroxid, svovldioxid, kaolin og binder, trykfarver, pigmenter og silicone m.m. Hjælpestofferne fremgår af bilag 1 og 2 i delrapport 5. En grov antagelse for vurdering af energiforbruget til fremstilling af disse hjælpestoffer er at tage udgangspunkt i energiforbruget til fremstilling af soda på ca. 6,5 MJ/kg soda.

Den samlede mængde hjælpestoffer udgør hhv. ca. 8,0 kg og 8,2 kg, hvilket giver et samlet energiforbrug på ca. 50 MJ/1.000 liter for både 1,5 liter og 0,5 liter flasker.

Det skal dog bemærkes, at emissioner og affaldsprodukter fra disse processer ikke medregnes. De kan indebære væsentlige miljøpåvirkninger.

Samlet vurdering

For alle de ovennævnte vurderinger er der opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder for 1,5 liter engangsflasker i tabel 12.17. Alle betragtninger er foretaget for et system med en returprocent på 90% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i tabel 12.5 med 3.867 MJ/1.000 liter.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent (Min 85%, max 98,5%)	- 7 MJ	+ 11 MJ	- 0,2%	+ 0,3%
Diffus forurening	- 14 MJ		0,3%	
Systemgrænse for PET ud	- 428 MJ		- 11%	
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 94 MJ	+ 187 MJ + 400 MJ	- 2%	+ 5% + 10%
Kartonkasser	- 770 MJ		- 20%	
Bortskaffelse af skruelåg	- 56 MJ		- 1%	
Bortskaffelse af etiketter	- 8 MJ		- 0,2%	
Udeladelser		+ 50 MJ		+ 1%
Samlet vurdering			- 15%	+ 5%

Tabel 12.17
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport i et system for 1,5 liters flasker af PET med en returprocent på 90%.

For alle de ovennævnte vurderinger er der ligeledes opstillet en samlet oversigt over de beregnede usikkerheder for 0,5 liter engangsflasker i tabel 12.18. Alle betragtninger er foretaget for et system med en returprocent på 90% - bortset fra følsomhedsanalysen for returprocenter. Den procentvise ændring er set i forhold til systemet, som det er opstillet i tabel 12.6 med 5.470 MJ/1.000 liter.

Forudsætning/antagelse	Reduktion MJ/1.000 liter	Forøgelse MJ/1.000 liter	Reduktion %	Forøgelse %
Returprocent (Min 85%, max 98,5%)	- 11 MJ	+ 20 MJ	- 0,2%	+ 0,4%
Diffus forurening	- 25 MJ		0,5%	
Systemgrænse for PET ud	- 765 MJ		- 14%	
Transport: - Transportkapacitet - Transport med personbil	- 128 MJ	+ 256 MJ + 400 MJ	- 2%	+ 5% + 7%
Kartonkasser	- 850 MJ		- 16%	
Bortskaffelse af skruelåg	- 167 MJ		- 3%	
Bortskaffelse af etiketter	- 14 MJ		- 0,3%	
Udeladelser		+ 50 MJ		+ 1%
Samlet vurdering			- 15%	+ 5%

Tabel 12.18
Samlet oversigt over de usikkerheder, der er forbundet med vurderingen af det samlede energiforbrug for processer og transport i et system for 0,5 liters flasker af PET med en returprocent på 90%.

Det er ikke muligt at foretage en sammenlægning af de foretagne følsomhedsanalyser, da de forskellige faktorer indbyrdes påvirker hinanden. Tabellen giver en oversigt over, hvilke antagelser og forudsætninger, der har størst indflydelse på det totale energiforbrug.

De væsentligste af de ovennævnte forudsætninger er de kartonkasser, flaskerne transporteres i. Da systemet ikke eksisterer, er vægten og systemet for disse er vurderet, og usikkerheden for dette er derfor væsentlig.

For 1,5 liter genpåfyldelige flasker vurderes det på denne baggrund, at de samlede variationer som følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen -15% + 5% for de 3.867 MJ/1.000 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 3.290-4060 MJ/1.000 liter.

For 0,5 liter genpåfyldelige flasker vurderes det på denne baggrund, at de samlede variationer som følge af antagelser og forudsætninger ligger i størrelsesordenen -15% +5% for de 5.470 MJ/1.000 liter. Dette giver et interval for energiforbruget på 4.650 - 5.740 MJ/1.000 liter.

Det skal understreges, at de ovennævnte forudsætninger og antagelser godt kan have en væsentlig større indflydelse på ressourceforbrug, emissioner og affaldsmængder.

12.4 Nøgletal

I det følgende fremdrages de væsentligste nøgletal med hensyn til materialeforbrug, energiforbrug og emissioner.

12.4.1 Materialeforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste materialeforbrug vist i tabel 12.19.

Materialeforbrug ved distribution af 1.000 liter				
Materiale		1,5 liters flasker	0,5 liters flasker	Usikkerhed
Flaske	Råolie	114 kg	203 kg	25%
	Ilt	15 kg	27 kg	25%
	Brint	0,7 kg	1,2 kg	25%
Etiketter, skruelåg og kasser	Råolie	3,9 kg	11,7 kg	25%
	Træ	46 kg	42 kg	25%
Hjælpestoffer	Smøremiddel (sæbe)	0,08 kg	0,08 kg	10%
	Natriumhydroxid	0,44 kg	0,42 kg	25%
	Kaolin og binder	5,1 kg	4,8 kg	25%
	Øvrige hjælpestoffer	2,5 kg	3,07 kg	25%
	Vand	1,7 m^3	1,6 m^3	25%
Anvendte oparbejdede materialer	Returpapir	31 kg	28 kg	25%
Fra plastproduktion i øvrigt	Fremkomne sideprodukter	98 kg	177 kg	25%
Energifremstilling	Vand	8,6 m^3	11,8 m^3	50%
Undgående materialeforbrug	Vand	6,7 m^3	9,8 m^3	50%

Tabel 12.19
Materialeforbrug til distribution af 1.000 liter i engangsflasker af PET til læskedrik.

Det samlede materialeforbrug til 1,5 liters flasker udgør ca. 215 kg samt 10 m^3 vand, hvoraf en væsentlig del anvendes til fremstilling af PET-granulat. Til 0,5 liters emballager udgør materialeforbruget ca. 320 kg samt 15 m^3 vand. Mængden af fremkomne sideprodukter er ikke modregnet her, da disse materialer ikke er specificeret.

Det undgående materialeforbrug repræsenterer de materialer, der maksimalt kan spares, hvis energien fra affaldsforbrænding udnyttes maksimalt.

12.4.2 Energiforbrug

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste direkte energiforbrug vedrørende processer og transport vist i tabel 12.20.

Energiforbrug ved distribution af 1.000 liter	1,5 liter		0,5 liter	
	Proces	Transport	Proces	Transport
Fremstilling af:				
Flasker	2.285 MJ	79 MJ	4.080 MJ	142 MJ
Etiketter	38 MJ	2 MJ	63 MJ	3 MJ
Skruelåg	117 MJ	3 MJ	350 MJ	10 MJ
Kasser	1.611 MJ	93 MJ	1.450 MJ	84 MJ
Tapning	84 MJ	-	84 MJ	-
Distribution	-	9 MJ	-	15 MJ
Forbrug	0 MJ	?	0 MJ	?
Genvinding	1,5 MJ	1 MJ	3 MJ	3 MJ
Bortskaffelse (transport og forbrænding)	- 456 MJ	0 MJ	- 815 MJ	0 MJ
I alt	3.681 MJ	187 MJ	5.215 MJ	257 MJ
Total	**3.867 MJ**		**5.470 MJ**	

Tabel 12.20
Direkte energiforbrug til distribution af 1.000 liter i engangsflasker af PET til læskedrik.

Beregning af usikkerhed er gennemført i bilag 2. Heraf fremgår det at usikkerheden på det samlede direkte energiforbrug er 36% for 1,5 liters flasker svarende til 3.870 MJ ± 1.390 MJ og 39% for 0,5 liter flasker svarende til 5.470 liter ± 2.140 MJ.

Betydning af ændringer i systemet er belyst gennem følsomheds-analyser. Resultatet af disse viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 3.296 MJ og 4.060 MJ for 1,5 liter flasker og mellem 4.650 MJ og 5.740 MJ for 0,5 liter flasker.

Valg af allokeringsprincipper har ligeledes betydning for resultatet. I kapitel 4 (tabel 4.3) er foretaget en vurdering, der viser at opgørelsen af det direkte energiforbrug kan variere mellem 2.243 MJ og 4.297 MJ for 1,5 liters flasker og 2.570 MJ og 6.190 MJ for 0,5 liters flasker som følge af anvendelse af forskellige allokeringsprincipper.

Energiressourcer

Forbruget af energiressourcer er beregnet på grundlag af det direkte energiforbrug.

Såfremt energiindholdet fra forbrænding udnyttes maksimalt vil forbruget af ressourcer, som er anført i tabel 12.21, kunne reduceres med de mængder, der er anført under "undgåede energiressourcer".

Primære energiressourcer	Forbrug pr. 1.000 liter dist. 1,5 liter		0,5 liter	
	Forbrug	Undgåede energi-res.	Forbrug	Undgåede energi-res.
Stenkul	83 kg	101 kg	112 kg	149 kg
Brunkul	30 kg	1,2 kg	43 kg	1,7 kg
Råolie	52 kg	3,0 kg	74 kg	4,5 kg
Gas	25 Nm^3	1,5 Nm^3	34 Nm^3	2,6 Nm^3
Uran	1,80 gram	0,08 gram	2,56 gram	0,12 gram
Potentielt energiindhold i vand	147 MJ	5,3 MJ	209 MJ	7,8 MJ
Træ i skove	0,96 kg	1,04 kg	1,31 kg	1,53 kg

Tabel 12.21
Primære energiressourcer opdelt på ressourcetyper for engangsflasker af PET til distribution af 1.000 liter læskedrik.

Usikkerheden om opgørelserne af primære energiressourcer skønnes at være omkring 50%.

12.4.3 Emissioner og affald

På basis af kortlægningens resultater er de væsentligste samlede emissioner og affaldsmængder vist i tabel 12.22.

Det har ikke været muligt at beregne usikkerheden på emissioner. Da et væsentligt bidrag til emissioner stammer fra primær energiproduktion, hvor usikkerheden er i størrelsesordenen 50%, vil usikkerheden på bestemmelse af de samlede emissioner ligge i størrelsesordenen 50-100%.

Emissioner pr. 1.000 liter dist.	1,5 liter		0,5 liter	
	Fremkommet	Undgåede emissioner	Fremkommet	Undgåede emissioner
Luft				
Partikler	603 gram	352 gram	803 gram	518 gram
Kuldioxid	415 kg	169 kg	599 kg	249 kg
Kulbrinter (methan+NMVOC)	1.860 gram	747 gram	2.523 gram	1.100 gram
Svovldioxid	3.207 gram	714 gram	4.299 gram	1.052 gram
Nitrogenoxider	1.452 gram	436 gram	2.021 gram	643 gram
Radioaktivitet	156.900 kBq	7.000 kBq	222.900 kBq	10.300 kBq
Vand				
BOD (biologisk iltforbrug)	54 gram	0,03 gram	51 gram	0,04 gram
COD (kemisk iltforbrug)	459 gram	0,82 gram	428 gram	1,21 gram
Olie og fedt	50 gram	2,8 gram	70 gram	4,2 gram
Organiske stoffer	234 gram	4,4 gram	262 gram	6,4 gram
Radioaktivitet	1.443 kBq	65 kBq	2.051 kBq	95 kBq
Affald				
Emballager i naturen	0,67 kg	-	1,33 kg	-
Emballager til affaldsforbrænd.	24,8 kg	-	25,4 kg	-
Emballager til deponi	7,0 kg	-	7,7 kg	-
Industriaffald	40,6 kg	39,1 kg	55,7 kg	57,0 kg
Miljøfarligt affald	0,08 kg	0,03 kg	0,11 kg	0,04 kg
Radioaktivt affald	0,16 liter	0,001 liter	0,23 liter	0,001 liter
Uspecificeret affald	2,6 kg	-	2,7 kg	-

Tabel 12.22
Emissioner og affald ved distribution af 1.000 liter læskedrik i engangsflasker af PET.

13 Emballager til øl

13.1 Introduktion

Formål

Der er gennemført en miljømæssig kortlægning af 4 udvalgte emballagesystemer for øl. Formålet er at sammenstille opgørelser af materialeforbrug, energiforbrug samt fremkomsten af emissioner og affald, og på denne baggrund udpege miljømæssige ligheder og forskelle mellem de kortlagte systemer.

Systemer

Kortlægningen omfatter 4 systemer med i alt 6 emballager:

1: Det eksisterende danske returflaskesystem for genpåfyldelige 33 cl grønne glasflasker.

2: Et retursystem for 33 cl grønne engangsflasker med materialegenvinding.

3: Et retursystem for 33 cl aluminiumsdåser med materialegenvinding.

4: Et retursystem for 50 cl aluminiumsdåser med materialegenvinding.

5: Et retursystem for 33 cl ståldåser (bimetaldåser, dåser med aluminiumslåg) med materialegenvinding.

6: Et retursystem for 50 cl ståldåser (bimetaldåser, dåser med aluminiumslåg) med materialegenvinding.

Kortlægning

Kortlægningen for hvert af de fire systemer omfatter opgørelse af:

- Materialeforbrug
- Energiforbrug
- Emissioner til luft og vand
- Affaldsmængder

Kortlægningen er første trin i en livscyklusvurdering. De fire systemer er hver beskrevet i en række livscyklustrin, og opgørelser af materialeforbrug, energiforbrug, emissioner og affald følger disse livscyklustrin.

Metoden for kortlægningen er beskrevet i kapitel 3 og 4.

Kortlægningen af genpåfyldelige grønne glasflasker til øl er detaljeret beskrevet i delrapport 1 og behandlet i kapitel 5. Det opstillede system, dets afgrænsning og de tilhørende forudsætninger, er ligeledes anført i kapitel 5.

Kortlægningen af grønne engangsflasker af glas til øl er behandlet i delrapport 2 og i kapitel 7 og er struktureret på samme måde som for genpåfyldelige glasflasker.

Kortlægningen af 33 cl og 50 cl aluminiumsdåser er behandlet i delrapport 3 og i kapitel 9 og er struktureret som kortlægningen af flasker.

Kortlægningen af 33 cl og 50 cl ståldåser er behandlet i delrapport 4 og i kapitel 10, og er struktureret som kortlægningen af flasker.

13.1.1 Emballagesystemerne

Funktionel enhed

En af de væsentligste funktioner for emballager til øl er at sikre en hensigtsmæssig distribution af produktet, - øl. Derfor er distribution af et bestemt volumen valgt som "den funktionelle enhed".

Det antages, at de øvrige krav til emballagerne opfyldes af alle emballagerne, fx. holdbarhed af produktet i en given tidsperiode, modstandsdygtighed under transport, salgsfremmende for produktet, at emballagen ikke påvirker produktets kvalitet (smag), at emballagens bestanddele ikke diffunderer ind i produktet etc.

Kortlægningen er gennemført på basis af 1.000 liter distribueret produkt. Dette betegnes som den funktionelle enhed.

At det er 1.000 liter og ikke 1 liter, der er valgt, er alene af hensyn til at opnå rimelige størrelsesordener for kortlægningens resultater.

Udgangspunkt

Der er taget udgangspunkt i et rumindhold på 33 cl for alle fire emballagetyper. Da dåser med et volumen på 50 cl er almindeligt brugt i andre lande, er der ligeledes foretaget beregninger for denne dåsestørrelse.

For den genpåfyldelige glasflaske er der taget udgangspunkt i aktuelle oplysninger fra det eksisterende system i Danmark.

For engangsglasflasken er der taget udgangspunkt i en engangsflaske, der i dag anvendes til eksport til fx. Tyskland. Denne engangsflasker er anbefalet af Holmegaards Glasværker. Dertil er forudsat et indsamlingssystem med pant, hvor 90% af flaskerne returneres fra forbrugeren med henblik på materialegenvinding.

For aluminiumsdåser er taget udgangspunkt i svensk produktion af dåser. Dertil er forudsat et indsamlingssystem som det svenske med pant, hvor 90% af dåserne returneres og genvindes. Genvindingen forudsættes foretaget i Sverige, hvor det oparbejdede materiale indgår som råvare for ny dåseproduktion.

For ståldåser er der taget udgangspunkt i generelle europæiske oplysninger om produktion af ståldåser med låg af aluminium. Der er forudsat et indsamlingssystem med pant, hvor 90% af dåserne returneres og genvindes. Det genvundne stål forudsættes anvendt til ny dåseproduktion.

Returprocenter

Returprocenten er den andel af emballagerne, der returneres fra forbruger til detailhandel eller afleveres til andet indsamlingssystem, hvorefter emballagerne enten genpåfyldes eller materialegenvindes.

Genbrugsprocenten for returflasker er den andel af den distribuerede mængde, som genpåfyldes.

I dag returneres 98,5% af de genpåfyldelige flasker fra forbruger til detailhandel. På bryggerierne kasseres endvidere 1,2% inden de påfyldes, svarende til en genbrugsprocent på 97,3%.

Pantens størrelse i et retursystem afhænger bl.a. af omkostningerne ved fremstilling af emballagen. Det kan ikke umiddelbart antages, at panten for genpåfyldelige flasker og dåser vil være på samme niveau, da systemerne er forskellige. Pantens størrelse kombineret med adfærd og returneringsmuligheder (antal afleveringssteder) har indflydelse på returprocenten.

Aluminiumsdåser i Sverige har en returprocent på 86,5% (1992) og et mål for 1993/94 på 90%. Da der i Danmark forudsættes et pantsystem af lignende karakter som det svenske, er der i kortlægningen taget udgangspunkt i en returprocent på 90%.

For de to øvrige emballagesystemer, ståldåser og engangsflasker af glas, er der ligeledes forudsat en returprocent på 90%.

Da returprocentens størrelse er af betydning for den miljømæssige kortlægning, er der gennemført en følsomhedsanalyse for hver af de fire systemer ved varieret returprocent.

For de genpåfyldelige flasker er der foretaget en vurdering af miljøpåvirkningen ved lavere returprocent er 90% og 95% og af de øvrige systemer er der foretaget en vurdering af en lavere (85%) og af en højere returprocent (98,5%).

I tabel 13.1 er vist en oversigt over de forudsatte retur- og genbrugsprocenter for de seks emballagesystemer.

Emballagetype	Returprocent	Genbrugsprocent
Genpåfyldelige grønne ølflasker af glas, 33 cl	98,5	97
Engangsflasker af grønt glas til øl, 33 cl	90	--
Aluminiumsdåser til øl og læskedrikke, - 33 cl - 50 cl	 90 90	 -- --
Ståldåser til øl og læskedrikke, - 33 cl - 50 cl	 90 90	 -- --

Tabel 13.1
Retur- og genbrugsprocenter for emballagesystemer.

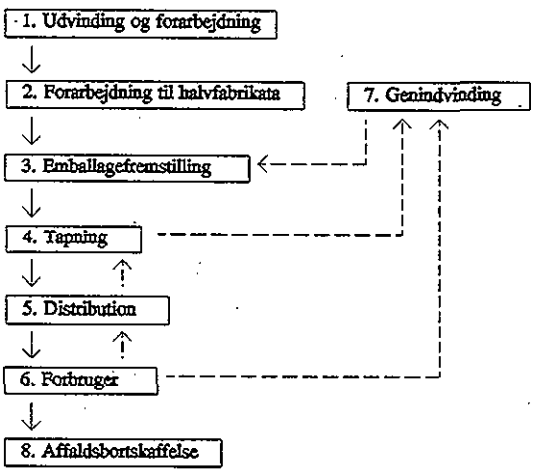
13.1.2 Kortlægning

Den miljømæssige kortlægning er opbygget af en række elementer der er beskrevet i det følgende.

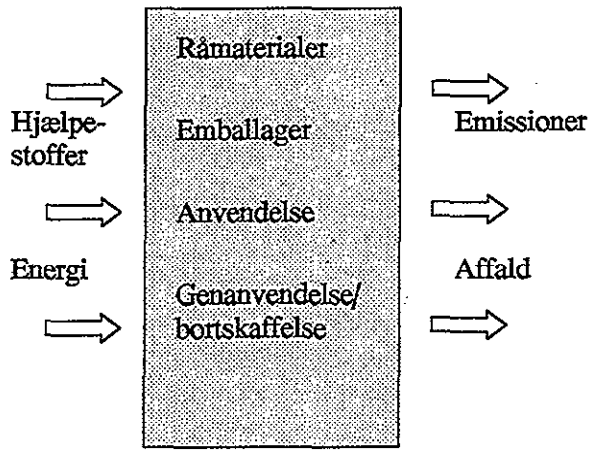
Systembeskrivelse

I systembeskrivelsen defineres "vuggen" og "graven" for hvert emballagesystem. Systembeskrivelsen er opdelt i de trin, som er vist i figur 13.1. De enkelte livscyklustrin defineres gennem procesbeskrivelser, hvor alle processer og aktiviteter defineres.

Den principielle systemafgrænsning er vist i figur 13.2. Figuren illustrerer, at systemafgrænsningen er valgt således, at fremstilling af hjælpestoffer ikke er medtaget, men kun opgøres som mængder og typer. Ligeledes opgøres affaldsmængder, der fremkommer under produktets livsforløb.



Figur 13.1
Livscyklustrin for emballagesystemer.



Figur 13.2
Principiel systemafgrænsning for de opstillede emballagesystemer.

Materialeforbrug

Materialeforbruget er opgjort for hvert system som mængden af forbrugte råmaterialer og hjælpestoffer.

Råmaterialer omfatter de råstoffer, der udvindes og forarbejdes til selve emballagen og til kapsler, etiketter, kasser, bakker m.v.

Hjælpestoffer omfatter de materialer, der forbruges i løbet af produktets livscyklus, men som ikke indgår som en del af produktet og omfatter fx. valseolie, båndsmøremiddel og rengøringsmidler til flaskevask.

Energiforbrug

Energiforbruget omfatter opgørelse af den anvendte procesenergi og den energi, der medgår til transport, samt det energiindhold, der er i råmaterialerne. Dette energiforbrug betegnes det direkte energiforbrug.

Det direkte energiforbrug er opgjort ud fra den forbrugte energimængde og den respektive energiform (el, olie, gas, andet).

Energiforbruget ved transport er opgjort på basis af opgørelse af hvor stor en mængde, der skal flyttes en given afstand med et givet transportmiddel. Grundlaget for disse opgørelser er beskrevet i delrapport 7.

Opgørelse af primær energi omfatter fremstilling af el og udvinding af energiressourcer. Elforbruget er omregnet til forbrug af energiressourcer. Der er taget hensyn til hvilke energikilder og effektiviteter, der er knyttet til en given el-produktion på et givet sted.

Opgørelse af forbruget af energiressourcer og tab ved udvinding af disse omfatter samtlige energiforbrug. Opgørelserne findes i form af forbrugte energiressourcer. Grundlaget for disse opgørelser er beskrevet i delrapport 7.

Emissioner og affald

Opgørelse af emissioner til luft og vand samt fremkomsten af affald er opgjort som mængde og art af de enkelte komponenter. Opgørelserne er delt op på emissioner og affald fra processer, fra transport samt fra primær energiproduktion (el-produktion og udvinding af energikilder).

Metoden er mere detaljeret beskrevet i kapitel 3.

13.1.3 Allokering

Når en livscyklus for et produkt og miljøbelastningen fra dette produkt betragtes isoleret fra andre produkter opstår der ofte problemer, da systemer og processer hænger sammen. Det er nødvendigt teoretisk at "opdele" systemerne og fordele miljøbelastningen mellem det produkt, der betragtes, og den omgivne verden. Denne fordeling kaldes allokering.

I de kortlagte emballagesystemer anvendes sekundære materialer, der er genvundet fra andre produkter i andre lande. Endvidere frembringes materialer, der kan genvindes og anvendes til fremstilling af nye produkter. I kapitel 4 er der redegjort for de ind og udgående strømme, som er relevante i relation til overvejelser omkring allokering.

Ved anvendelse af sekundære materialer fra andre systemer vil det enkelte emballagesystem få godskrevet mere eller mindre af miljøbelastningen fra produktion af nye materialer afhængig af valg af allokeringsform. Valg af allokeringsform er derfor afgørende for kortlægningens resultater.

Vurdering af allokeringsform

Med henblik på at belyse den variation, forskellige allokeringsformer giver, er der opstillet forskellige situationer baseret på forskellige allokeringsprincipper.

Det er valgt at opstille følgende 3 situationer:

- minimum-situation, baseret på den allokeringsform, der medfører den mindste miljøbelastning for det kortlagte system,
- maksimum-situation, baseret på den allokeringsform, der medfører den største miljøbelastning for det kortlagte system samt
- den valgte situation, baseret på den allokeringsform, der i bedst muligt omfang beskriver den realistiske situation.

Valg af allokeringsform har grundlæggende betydning for kortlægningen og vil ændre på opgørelsen af både materialeforbrug, energiforbrug, emissioner til luft og vand samt affald. Det er valgt at gennemføre en opgørelse af det direkte energiforbrug for hver af de tre situationer, og på basis heraf er betydningen af valg af allokeringsform vurderet.

I tabel 13.2 er vist en oversigt over opstillede situationer for de enkelte emballagesystemer. En mere detaljeret beskrivelse er anført i afsnit 4.3.

Emballagetype	Allokeringsproblem	Mindst miljøbelastende situation	Mest miljøbelastende situation	Den valgte situation
Genpåfyldelig glasflaske til øl, grøn, 33 cl	Der tilføres skår fra andre systemer	Cut-off: Tilførte skår er "gratis". Alt affald tilregnes systemet	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	50/50: For de tilførte skår tillægges 50% af miljøbelastning fra udvinding af råvarer og fratrækkes 50% af miljøbelastning fra affaldsbortskaffelse af skårene.
Engangsflaske af glas, grøn 33 cl	Systemet giver et overskud af skår, der kan anvendes i andre systemer.	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	Cut-off: Systemet tilgodeskrives ikke for de tiloversblevne skår. Hele affaldsmængden tilskrives systemet.	50/50: Tiloversblevne skår anvendes i andre systemer. Der tilgodeskrives 50% af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer til disse skår. 50% af den endelige affaldsdeponering af de tiloversblevne skår medregnes.
Aluminiumsdåse, 33 cl og 50 cl	Der tilføres sekundært aluminium fra andre systemer	Cut-off: Tilført sekundært aluminium er "gratis". Alt affald tilregnes systemet	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	50/50: For den tilført sekundære alu. tillægges 50% miljøbelastning fra udvinding af oprindelige råmaterialer og fratrækkes 50% miljøbelastning fra affaldsbortskaffelse af den sek. alu..
Ståldåse, 33 cl og 50 cl	Der tilføres stålskrot og sekundært aluminium fra andre systemer	Cut-off: Tilført stål-skrot og sekundært aluminium er "gratis". Alt affald tilregnes systemet.	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	50/50: For den tilførte stål-skrot og sekundære alu. tillægges 50% miljøbelastning fra udvinding af oprindelige råmaterialer og fratrækkes 50% miljøbelastning fra affaldsbortskaffelse af tilført skrot og sek. alu..

Tabel 13.2 Oversigt over anvendte allokeringsprincipper for de opstillede situationer.

Som de ses af tabel 13.3 i afsnit 13.1.6 er variationen i de opgjorte energiforbrug for de 3 allokeringsformer betydelig for dåser af aluminium og stål.

Forskellige allokeringsformer har størst betydning for aluminiumsdåser, hvor variationen ligger symmetrisk om den beregnede værdi (±7-9%). For ståldåser ses det at ændrede allokeringsformer kan betyde at resultaterne formindskes med ca. 12% ved opgørelse af energiforbrug til processer og transport.

Forskellige allokeringsformer har stort set ingen betydning for det samlede energiforbrug for genpåfyldelige glasflasker og for engangsflasker.

Allokeringsmetoden kan have større betydning for andre parametre som fx. materialeforbrug, emissioner til luft og vand samt affald. Det skønnes, at variationerne kan være på op til 25%, men der er ikke gennemført beregninger for at afklare dette.

13.1.4 Forudsætninger og antagelser

Teknologiniveau

Der er taget udgangspunkt i den aktuelle teknologi (procesudstyr, produktionsformer m.v.), der anvendes i dag. For de systemer, der ikke eksisterer i Danmark, er der taget udgangspunkt i teknologi, der i dag anvendes i udlandet.

Etablering

I kortlægningen er det forudsat, at de 4 systemer eksisterer. Specielle forhold omkring etablering af produktionsfaciliteter og indsamlingsfaciliteter for engangsflasker og dåser er ikke medtaget.

Pantordning

Det forudsættes, at indsamling af brugte emballager i alle systemer sker gennem en pantordning.

Transportemballager

Anden transportemballage i form af paller, plast, spændebånd m.v. er ikke medtaget, da det er vurderet, at dette er af minimal betydning.

Produktionsudstyr

Bygninger, produktionsudstyr, indsamlingsmateriel, transportmateriel m.v. er ikke medtaget i kortlægningen.

Dataindsamling

De grundliggende data for de 4 emballagesystemer er blevet indsamlet i første halvdel af 1993. Supplerende oplysninger vedrørende ståldåser er indsamlet i perioden marts til oktober 1994. De grundliggende data for energifremstilling er indsamlet i efteråret 1994.

For de tre emballagesystemer, genpåfyldelige, aluminiumsdåser og engangsflasker er dataindsamlingen baseret på oplysninger om aktuelle produktionsforhold på konkrete anlæg og for konkrete aktiviteter.

For systemet med ståldåser har det ikke været muligt at tage udgangspunkt i en konkret produktion. I beskrivelsen af dette system er der derfor taget udgangspunkt i oplysninger fra litteraturen. Derefter er forskellige dåseproducenter i Frankrig og England kontaktet med henblik på verifikation af det opstillede system samt indsamling af supplerende data.

Ved kortlægning af forholdene omkring etiketter, kapsler, kasser og kartonbakker er der taget udgangspunkt i det aktuelle forbrug for de eksisterende emballagesystemer, og i det antagede forbrug for de systemer, der ikke eksisterer i Danmark i dag. På basis af dette, er kortlægningen gennemført ud fra oplysninger fra litteraturen.

Det har ikke været muligt at indsamle data vedrørende fremstilling af lim, lak og trykfarve. Disse anvendes i små mængder, men kan have en vis betydning for det samlede resultat.

Usikkerheder

Der er gennemført en vurdering af de usikkerheder, de anvendte data er behæftet med. Dette er sket på baggrund af indsamlede oplysninger, og hvor det ikke har været muligt at indsamle oplysninger om usikkerheder, er det sket på baggrund af kvalificerede vurderinger.

Specielt er det vurderet, at usikkerheden på opgørelse af energiforbrug og emissioner ved transport er meget høj (100%). Dette skyldes, at der er stor variation i de datakilder, der danner grundlag for beregning af energiforbruget, og dermed de fremkomne emissioner. For en uddybning af dette henvises til delrapport 7.

13.1.5 Udeladelser

I kortlægningen er der en række forhold, som er udeladt af forskellige årsager. De væsentligste er:

- Arbejdsmiljø.
  Målet med kortlægning er udelukkende at foretage en vurdering baseret på eksterne miljøforhold. Derfor er arbejdsmiljømæssige og sundhedsmæssige forhold ikke medtaget.

- Ændring i landskaber m.v.
  I kortlægningen er der ikke taget hensyn til specielle behov for anvendelse af større eller mindre arealer eller ændringer i landskabet generelt, da det ikke har været muligt at kvantificere disse forhold i relation til kortlægningen.

- Støj- og lugtgener.
  Støj- og lugtgener er ikke medtaget i kortlægningen, da det på forhånd ikke kunne forventes at opnå et tilstrækkeligt datagrundlag i livscyklusperspektiv.

- Sociale aspekter.
  Kortlægning af disse forhold er ikke medtaget, da de ligger uden for projektets rammer.

13.1.6 Variation og usikkerhed

Kortlægningens resultater er dels behæftet med en vis usikkerhed på grund af datakvalitet og dels på grund af usikkerhed ved fastlæggelse og beskrivelse af systemet.

Usikkerhed

Ved usikkerhed forstås usikkerhed på anvendte data for materialeforbrug, energiforbrug samt emissioner og affald. Årsagen til denne usikkerhed kan være produktionssvingninger, måleusikkerhed, forskel i datakilder, forskelle i produktionsteknologier og metoder m.v.

Usikkerheden er oplyst af "dataleverandøren" eller skønnet som en procent i forhold til de anvendte data.

Usikkerheden for de enkelte delelementer af kortlægningen er anført i de følgende afsnit i nærværende kapitel og for det direkte energiforbrug i tabel 13.3.

Variation

Variation omfatter den variation i kortlægningens resultater, som dels skyldes ændringer i det beskrevne emballagesystem, fx. returprocenter, emballagevægt, affaldsbehandling og vurdering af udeladelser og som dels skyldes valg af allokeringsform.

I nærværende kortlægning er der gennemført en række følsomhedsanalyser med henblik på at belyse de væsentligste variationer for de enkelte emballagesystemer. Disse følsomhedsanalyser er gennemført som beregninger af det direkte energiforbrug (energiindhold i materialer samt proces- og transportenergi).

De enkelte følsomhedsanalyser er beskrevet i afsnittene 5.3, 7.3, 9.3 og 10.3. Hovedresultaterne er gengivet i tabel 13.3 sammen med beregningerne for allokering.

Emballage	Følsomhedsanalyse	Allokering	Statistisk usikkerhed	Yderste konsekvens af følsomhedsanalyse, allokering og usikkerhed	
				Min.	Max
Genpåfyldelig glasflaske, 33 cl	÷20% til +25%	÷0,4% til +0,4 %	±27%	÷42%	+60%
Engangsflaske af grøn glas, 33 cl	÷10% til +20%	÷0,5 % til +0,5	±15%	÷24%	+39%
Aluminiumsdåse, 33 cl	÷15% til +15%	÷6,8% til +6,8%	±19%	-36%	+46%
Aluminiumsdåse, 50 cl	÷15% til +15%	÷9,1% til +9,1%	±20%	-38%	+50%
Ståldåse, 33 cl	÷5% til +5%	÷13,1% til +0,2%	±16%	-31%	+22%
Ståldåse, 50 cl	÷5% til +5%	÷12,4% til 0,3%	±16%	-30%	+22%

Tabel 13.3
Resultat af systemændringer og usikkerheders betydning for det direkte energiforbrug. Emballager til øl.

Materialeforbrug, energi og emissioner samt affald kan for det enkelte system ændres, når fx. returprocent eller emballagevægt ændres. Disse ændringers betydning for det direkte energiforbrug er undersøgt - se tabel 13.3.

Følsomhedsanalyserne viser, at de undersøgte ændringer i de beskrevne systemer har størst betydning for genpåfyldelige glasflasker og mindst for dåser af stål.

Ændrede allokeringsprincipper har derimod mest betydning for dåserne og mindre for glasflaskerne.

Yderste konsekvens af variationer

Hvis man tager højde for alle tre variationsmuligheder: følsomhedsanalyser, allokering og statistik usikkerhed, vil den samlede variationsbredde være en kombination af de tre. De yderste konsekvenser af alle tre variationsmuligheder er vist i de to sidste kolonner i tabellen - det er ikke statistisk korrekt at udregne minimum og maximum på denne måde, men det giver et indtryk af, hvor stor den samlede variation på data faktisk er.

Den samlede vurdering af de undersøgte "system-ændringer" og usikkerheder viser at det direkte energiforbrug kan forskydes med op til 60% i nedadgående eller opadgående retning.

13.2 Materialeforbrug

13.2.1 Emballagemængder

Emballagerne i de 4 systemer er fremstillet af forskellige materialer og har forskellig vægt. De væsentligste materialer til distribution af 1.000 liter, fra bryggeri til detailhandel/forbruger, er vist i tabel 13.4.

Hovedmaterialet i form af glas til flaskerne samt aluminium og stål til dåserne er opgjort. Ligeledes er forbruget til kapsler, kapselindmad og etiketter opgjort. For disse materialer er råvareforbruget til fremstilling opgjort (se afsnit 13.2.2).

	Emballagevægt pr. stk.	Hovedmateriale		Øvrige materialer	
Genpåfyldelig glasflaske, 33 cl	325 gram	Glas:	985 kg	Kapsler Kapselindlæg Etiketter Kasser	6,22 kg 0,58 kg 2,38 kg 0,63 kg
Engangsflaske 33 cl	205 gram	Glas:	485 kg	Kapsler Kapselindlæg Etiketter Kartonbakker Krympefolie	6,22 kg 0,58 kg 2,38 kg 25,3 kg 2,25 kg
Aluminiumsdåse 33 cl	15,0 gram	Aluminium	45,5 kg	Kartonbakker Hi-Cone	25,3 kg 1,67 kg
Aluminiumsdåse 50 cl	18,75 gram	Aluminium	37,5 kg	Kartonbakker Hi-Cone	16,7 kg 1,10 kg
Ståldåse 33 cl	28,4 gram	Stål Aluminium	74,2 kg 11,8 kg	Kartonbakker Hi-Cone	25,3 kg 1,67 kg
Ståldåse 50 cl	36,6 gram	Stål Aluminium	65,3 kg 7,8 kg	Kartonbakker Hi-Cone	16,7 kg 1,10 kg

Tabel 13.4
Emballagemængder til distribution af 1.000 liter øl.

Materialeforbruget til transportemballagen i form af plastkasser og kartonbakker er ligeledes opgjort. Krympefolie er en del af transportemballagen for engangsflasker, mens dåserne sammenholdes af Hi-Cone (en folie, der samler 6 dåser). For disse materialer er råvareforbruget til fremstilling opgjort (se afsnit 13.2.2).

Det samlede forbrug af emballagemateriale til distribution af 1.000 liter er en blanding af nyfremstillet materiale og oparbejdet materiale.

13.2.2 Råvareforbrug

Råvareforbruget og andet materialeforbrug til distribution af 1.000 liter øl er opgjort for hele livscyklus for de 6 emballager.

I tabel 13.5 er en oversigt over de mest betydende forbrug af råmaterialer og hjælpestoffer ved distribution af 1.000 liter øl samlet. Endvidere er der givet en oversigt over de materialemængder, der indsamles med henblik på genvinding, de anvendte oparbejdede materialemængder samt materialer relateret til energifremstilling.

De samlede forbrug af råvarer til hovedmaterialer (glas, aluminium og stål), øvrige materialer, hjælpestoffer samt fremkomne genanvendelige materialer og anvendte oparbejdede materialer er vist i figur 13.3. Datagrundlaget for figur 13.3 er de data, som er vist i tabel 13.5. I figur 13.3 er mængden af forskellige materialer summeret uanset art.

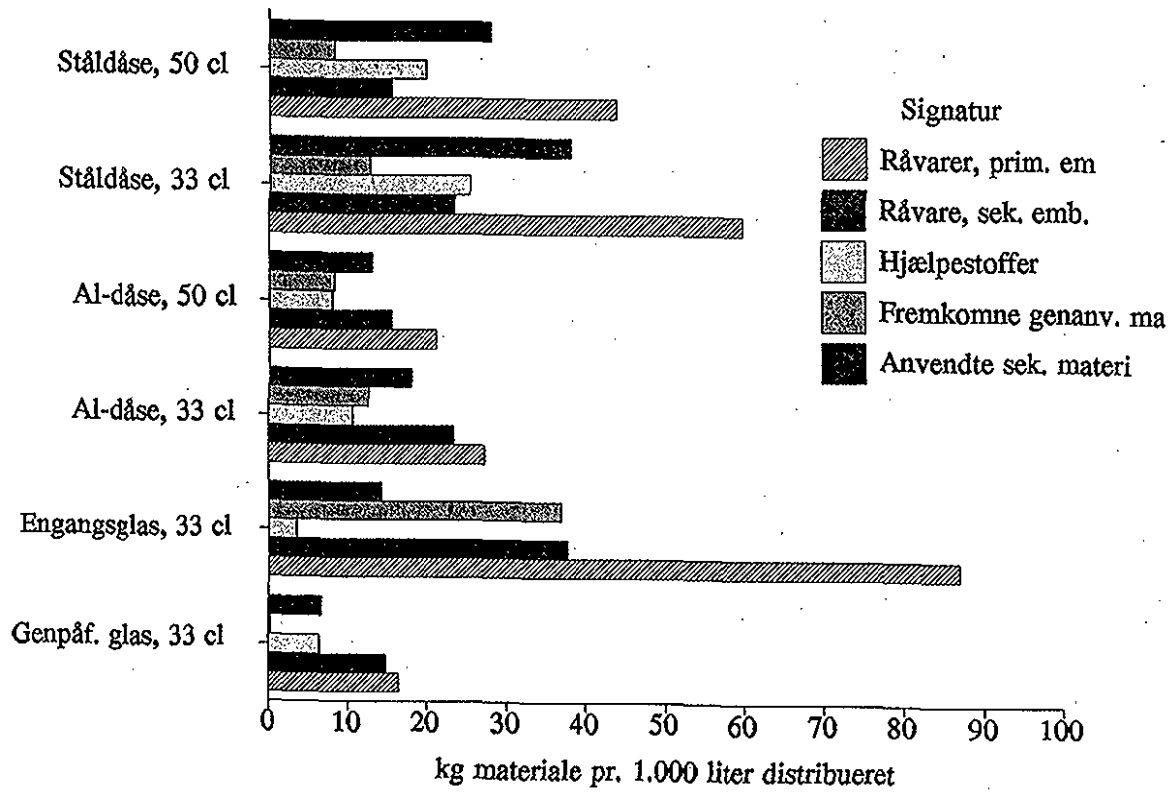
Emballager til distribution af 1.000 liter øl	Usikkerhed	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser	
		Genpåfyld, 33 cl	Engangs, 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl
Råvareforbrug til hovedmaterialer (glas, aluminium og stål)							
Sand	5%	8,7 kg	45,9 kg				
Kalksten	5%	2,4 kg	12,5 kg				
Kalk	5%	2,6 kg	14,4 kg				
Salt	5%	2,7 kg	14,0 kg				
Bauxit	25%			27,3 kg	21,1 kg	38,4 kg	25,3 kg
Jernmalm	25%					21,3 kg	18,4 kg
Råvareforbrug til øvrige materialer							
Hvidblik	25%	6,2 kg	6,2 kg				
Skrot	25%	1,1 kg	1,1 kg				
Råolie	25%	3,5 kg	6,1 kg	3,3 kg	2,1 kg	3,3 kg	2,1 kg
Træ	25%	4,0 kg	24,2 kg	20,2 kg	13,3 kg	20,2 kg	13,3 kg
Forbrug af hjælpestoffer							
Sæbe	5%	0,5 kg	0,5 kg				
Natriumhydroxid	5%	4,4 kg	0,2 kg				
Svovlsyre	25%	1,0 kg	0,1 kg				
Kaolin og binder	10% (*)	0,6 kg	2,8 kg	2,2 kg	1,5 kg	2,2 kg	1,5 kg
Kalksten	10%			0,7 kg	0,6 kg	4,9 kg	4,1 kg
Stensalt	10%			1,8 kg	1,4 kg	2,5 kg	1,7 kg
Anodemateriale	10%			2,4 kg	1,9 kg	3,4 kg	2,3 kg
Tin	10%					0,5 kg	0,5 kg
Kul/koks	10%					9,2 kg	7,9 kg
Øvrige hjælpest.	10%			3,5 kg	2,6 kg	2,6 kg	1,9 kg
Vand	10% (*)	3,2 m^3	1,6 m^3	0,8 m^3	0,5 m^3	0,8 m^3	0,5 m^3

Fortsættes

Emballager til distribution af 1.000 liter øl	Usikkerhed	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser	
		Genpåfyld, 33 cl	Engangs, 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl
Fremkomne genanvendelige materialer							
Skår	5%		24,2 kg				
Plastkasser	25%	0,32 kg					
Kartonbakker	25%		12,6 kg	12,6 kg	8,3 kg	12,6 kg	8,3 kg
Anvendte oparbejdede materialer							
Skår	5%	6,8 kg					
Returpapir	25%		14,2 kg	14,2 kg	9,3 kg	14,2 kg	9,3 kg
Sekundært aluminium	25%			3,7 kg	3,7 kg	8,7 kg	5,8 kg
Sekundært jern	25%					14,9 kg	12,9 kg
Materialer til energifremstilling							
Kalk	50%	1,9 kg	3,3 kg	2,2 kg	1,7 kg	4,0 kg	3,1 kg
Vand	50%	3,8 m^3	8,0 m^3	4,6 m^3	3,5 m^3	11,1 m^3	8,7 m^3
Undgåede materialer som følge af udnyttelse af energi fra forbrænding							
Kalk	50%	0,09 kg	0,7 kg	0,8 kg	0,6 kg	0,7 kg	0,5 kg
Vand	50%	0,2 m^3	2,0 m^3	2,4 m^3	1,7 m^3	2,0 m^3	1,3 m^3

(*) : for glasemballagerne er usikkerheden 25%

Tabel 13.5
Oversigt over materialeforbrug for emballager til øl ved distribution af 1.000 liter.



Figur 13.3
Samlede materialeforbrug til fremstilling af dåser og flasker til ølemballager ved distribution af 1.000 liter.

13.2.3 Diskussion

Forbruget af råmaterialer og hjælpemateriale er af forskellig type for emballager af glas, aluminium og stål. Mængderne er ligeledes varierende.

Hovedmaterialer

For glasemballagerne anvendes omkring 5 gange så store mængder råmaterialer til fremstilling af engangsflasker som til fremstilling af genpåfyldelige flasker. De anvendte materialer er af samme type og har en meget lang forsyningshorisont (over 500 år).

Det bemærkes, at der anvendes mere bauxit til fremstilling af primær aluminium for ståldåser, end for aluminiumsdåser. Det skyldes, at aluminium i ståldåsesystemet ikke genvindes.

Til fremstilling af 50 cl aluminiumsdåser anvendes ca. 3/4 af den materialemængde, der medgår til fremstilling af 33 cl aluminiumsdåser. Aluminium som ressource har en relativ lang forsyningshorisont (200 til 250 år).

For fremstilling af ståldåser ses ligeledes, at der til 50 cl dåser medgår ca. 3/4 af materialemængden, der medgår til fremstilling af 50 cl dåser. Stål som ressource har en relativ lang forsyningshorisont (200-250 år), hvor imod tin, der anvendes i små mængder, har en meget kort forsyningshorisont (under 50 år).

Da forsyningshorisonten ikke er den samme for de anvendte materialer, kan de forbrugte materialemængder ikke umiddelbart sammenlignes.

Øvrige emballager

De øvrige emballager omfatter for genpåfyldelige glasflasker kapsler, etiketter samt plastkasser. For engangsflasker af glas omfatter de øvrige emballager kapsler, etiketter og kartonbakker samt krympefolie. For dåserne omfatter de øvrige emballager kartonbakker og Hi-Cone.

Forbruget af materialer til kapsler og etiketter er ens for de to flaketyper.

Forbruget af materialer til kartonbakker er ens for engangsflasker og 33 cl dåser og noget mindre for 50 cl dåser.

Hjælpestoffer

Som det fremgår af tabel 13.5, er forbruget af hjælpestoffer af meget forskellig art for de forskellige emballagetyper og kan ikke umiddelbart sammenstilles.

Fremkomne materialer

I systemet for genpåfyldelige glasflasker indsamles kasserede plastkasser, der kan genvindes til samme eller andre formål.

I systemet for engangsflasker indsamles en større mængde glasskår, end der kan anvendes ved fremstilling af engangsflasker. Denne mængde er delvist godskrevet i materialeopgørelsen, jf. de anvendte allokeringsprincipper.

Det er forudsat at 50% af de anvendte kartonbakker indsamles med henblik på genvinding. Denne materialemængde er ikke modregnet i den samlede materialeopgørelse, da det ikke vides, om det genvundne materiale er af en tilstrækkelig god kvalitet til at lave nye kartonbakker af.

Øvrige materialer

Til fremstilling af genpåfyldelige glasflasker anvendes skår, som stammer fra andre systemer. Til dåserne anvendes sekundært aluminium og stålskrot, der har været anvendt til andre produkter før. For disse tre materialer er medregnet en vis del af miljøbelastningen fra udvinding og fremstilling af nye materialer jf. allokeringsprincipperne beskrevet i kapitel 4.

Til fremstilling af kartonbakker medgår en vis mængde returpapir. Der er ikke foretaget allokering for, at dette returpapir er blevet fremstillet af nye materialer tidligere.

Energifremstilling

Til fremstilling af primær energi medgår materialer. Energiressourcerne er typemæssigt ikke væsentligt forskelligt for de 6 emballager.

Samlet forbrug

Da forbruget af materialer for de 6 emballager er meget forskelligt, er en umiddelbar sammenligning ikke mulig.

Kortlægningens resultater peger dog imod at materialeforbruget mængdemæssigt er mindst for genpåfyldelige 33 cl glasflasker, lidt større for aluminiumsdåser og noget større for engangsflasker af glas samt ståldåser.

13.3 Direkte energiforbrug

13.3.1 Introduktion

En opgørelse af det direkte energiforbrug omfatter en opgørelse af den energi, der er medgået direkte til processer og transport i hele produktets livscyklus.

Energiindhold i materialer

Alle materialer indeholder energi, - materialets enthalpi, som enten kan bibeholdes gennem livscyklus ved at materialet ikke ændrer tilstand, eller som kan indgå i energiregnskabet fordi materialet ændrer tilstand ved fx. forbrænding.

Energiindholdet i materialer er medtaget i opgørelsen af det direkte energiforbrug for følgende materialer:

- Aluminium,
- Papir og karton til etiketter og kasser,
- PE og PP til kapselindlæg, skruelåg, kasser samt krympe-folie.

Disse materialer forbrændes i et vist omfang, og derfor er energiindholdet opgjort som den nedre brændværdi for det respektive materiale.

Desuden er energiindholdet i anvendte sekundære materialer vurderet og opgjort. I nærværende kortlægning er medtaget energiindholdet for den sekundære aluminium, der tilføres.

Der er set bort fra energiindholdet i materialerne glas og stål, da disse materialer ikke omsættes ved forbrænding.

Procesenergi

Energiforbruget for de enkelte procestrin for en emballage er opgjort, og det er kortlagt, hvilke energityper i form af el, olie, kul og gas, der er anvendt.

Transportenergi

Forbruget af energi til transport er opgjort ud fra kortlægning af transportafstand, transportmiddel og transporteret mængde. Desuden er der fastsat en "gennemsnitlig" transportkapacitet, der angiver de transporterede mængder i forhold til de optimalt mulige. De enkelte faktorer for energiforbruget for 1 ton materiale transporteret 1 km under en given transportform er nærmere beskrevet i delrapport 7.

Forbrænding

Affaldsforbrænding udgør en væsentlig del af affaldsbortskaffelsen, og som følge deraf vil der ved affaldsbehandling blive udviklet energi, der kan nyttiggøres.

Der er taget udgangspunkt i at 80% af dagrenovationen bortskaffes ved affaldsforbrænding, og at der på et gennemsnitligt dansk affaldsforbrændingsanlæg er etableret energigenvinding i form af kraft/-varmeproduktion, der som gennemsnit har en effektivitet for kraft/-varmeproduktion på 77%.

13.3.2 Energiopgørelse

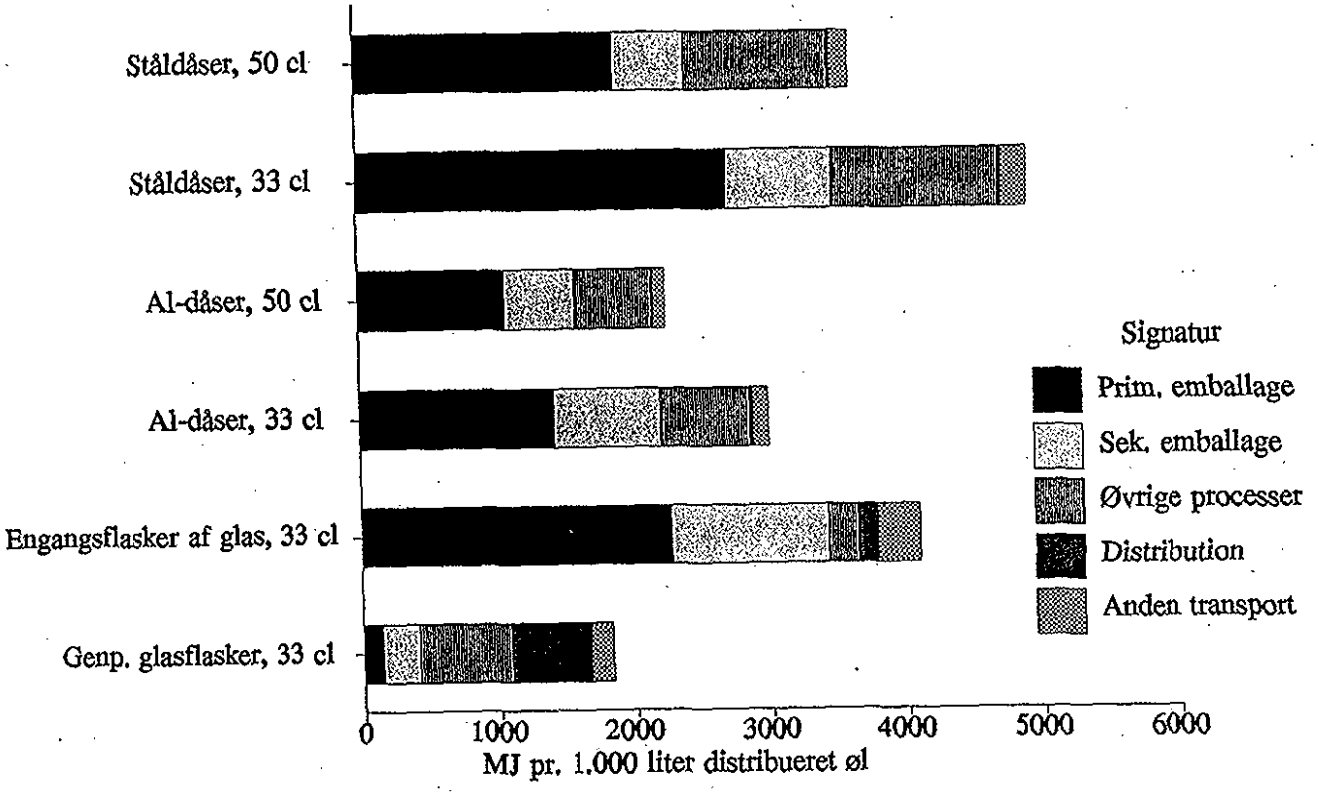
Det samlede direkte energiforbrug for hver emballage er blevet kortlagt. I kortlægningen er medregnet energiindhold i materialer, energiforbruget til processer og transport. Udviklet energi ved forbrænding er modregnet.

Opgørelsen af det direkte energiforbrug er vist i tabel 13.6 for de 6 emballager sammen med resultatet af usikkerhedsberegningerne.

Hovedtallene fra tabel 13.6 er illustreret i figur 13.4. I figuren er vist energiforbruget til råvareproduktion og emballageproduktion samlet under hovedmaterialet (glas, aluminium, stål). Desuden opgøres energiforbruget til etiketter, kapsler, Hi-Cone, kasser og bakker. Øvrige processer omfatter energiforbruget til tapning, forbrug, genvinding og bortskaffelse. Derudover er vist energiforbruget til distribution og al anden transport samlet.

Energiforbrug for distribution af 1.000 liter	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser	
	Genpåfyld. 33 cl	Engangs, 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl
Processer						
Råvareproduktion	19,5 MJ	100,2 MJ	818,8 MJ	675,6 MJ	1.892,1 MJ	1.363,3 MJ
Emballageproduktion	118,9 MJ	2.167,3 MJ	604,0 MJ	398,0 MJ	565,0 MJ	365,0 MJ
Tapning	640,0 MJ	180,0 MJ	55,0 MJ	55,0 MJ	55,0 MJ	55,0 MJ
Forbrug	44,3 MJ	21,8 MJ	0,6 MJ	0,5 MJ	0,6 MJ	0,5 MJ
Genvinding	0,5 MJ	17,4 MJ	680,0 MJ	561,3 MJ	1.177,7 MJ	1.008,9 MJ
Bortskaffelse	1,7 MJ	5,6 MJ	-89,0 MJ	- 73,0 MJ	-22,6 MJ	-15,0 MJ
Fremstilling af:						
Etiketter	113,7 MJ	112,4 MJ				
Kapsler	115,1 MJ	115,1 MJ				
Hi-Cone			49,5 MJ	32,7 MJ	49,5 MJ	32,7 MJ
Plastkasser	34,0 MJ					
Kartonbakker		732,3 MJ	732,3 MJ	483,3 MJ	732,3 MJ	483,3 MJ
Krympefolie		96,9 MJ				
Transport						
Distribution	587,6 MJ	146,6 MJ	13,7 MJ	11,3 MJ	26,0 MJ	22,1 MJ
Anden transport	155,6 MJ	304,9 MJ	115,3 MJ	86,6 MJ	287,1 MJ	230,9 MJ
Samlet energiforbrug	1.830 MJ	4.000 MJ	2.980 MJ	2.230 MJ	4.760 MJ	3.550 MJ
Usikkerhed	27%	15%	19%	20%	16%	16%
Usikkerhedsinterval	1.330-2.330 MJ	3.390-4.610 MJ	2.410-3.550 MJ	1.790-2.670 MJ	4.020-5.500 MJ	3.000-4.100 MJ

Tabel 13.6: Oversigt over det direkte energiforbrug for emballager til øl til distribution af 1.000 liter.

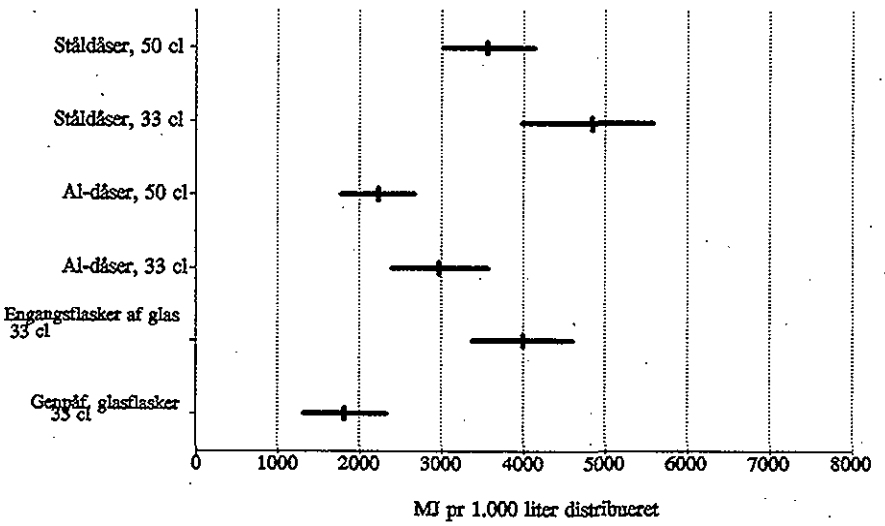


Figur 13.4
Oversigt over samlet direkte energiforbrug ved anvendelse af flasker og dåser til ølemballager ved distribution af 1.000 liter.

I figur 13.4 er vist at energiforbruget til fremstilling af hovedmaterialer til flasker og dåser er af lille betydning for genpåfyldelige flasker og af væsentlig betydning for de øvrige emballager.

Energiforbruget til transport og distribution er af væsentlig betydning for genpåfyldelige flasker og af lille betydning for de øvrige emballager.

I figur 13.5 er vist usikkerheden på de samlede opgørelser af det direkte energiforbrug for de 6 emballager.



Figur 13.5
Opgørelse af de samlede direkte energiforbrug for 6 emballager ved distribution af 1.000 liter øl og usikkerheden på opgørelserne.

I figur 13.5 er illustreret det beregnede usikkerhedsinterval for hver opgørelse af det direkte energiforbrug. Usikkerheden på hver opgørelse er beregnet i bilag 2.

Af figur 13.5 fremgår det, at energiforbruget til genpåfyldelige glasflasker er mindre end forbruget til engangsflasker af glas, 33 cl aluminiumsdåser og 33 cl og 50 cl ståldåser og kan være på niveau med 50 cl aluminiumsdåser.

Det fremgår ligeledes at det direkte energiforbrug til 33 cl ståldåser er større end genpåfyldelige glasflasker og 33 cl samt 50 cl aluminiumsdåser.

13.3.3 Energityper

Forbruget af forskellige energityper (olie, gas, el m.v) til de enkelte emballager afhænger af produktionsformen for emballagen og i hvilket land eller del af verden elektricitetsforbruget forekommer.

Det direkte energiforbrug er opgjort på energityper, dog er energiindhold i materialer og forbrændingsenergien på affaldsforbrændingsanlæg opgjort for sig.

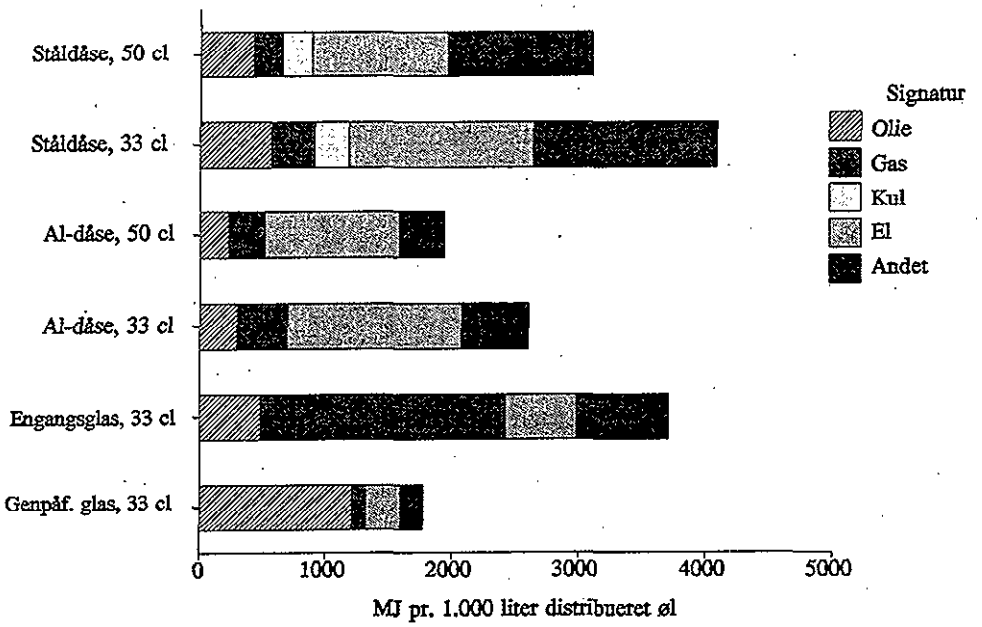
Der er taget udgangspunkt i el-forsyningen i de lande/områder, hvor de respektive processer og aktiviteter er forudsat at ske.

Det direkte energiforbrug opdelt på energityper er vist i tabel 13.7.

Det energiforbrug, der danner grundlag for omregning til forbrug af primære energiressourcer er vist i figur 13.6.

Energiforbrug opdelt på energityper	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser	
	Genpåfyld. 33 cl	Engangs, 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl
Diesel til transport	744 MJ	462 MJ	94 MJ	70 MJ	262 MJ	216 MJ
Svær fuelolie til transport	0 MJ	1 MJ	25 MJ	20 MJ	50 MJ	37 MJ
Fuelolie (kedelanlæg)	463 MJ	18 MJ	172 MJ	132 MJ	252 MJ	166 MJ
Naturgas og propan	106 MJ	1.939 MJ	401 MJ	285 MJ	341 MJ	224 MJ
Kul og koks i processer	0 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ	274 MJ	237 MJ
El fra vandkraft, Schweiz	0 MJ	0 MJ	307 MJ	237 MJ	430 MJ	284 MJ
El i Danmark	237 MJ	437 MJ	56 MJ	56 MJ	56 MJ	56 MJ
El i Sverige	0 MJ	0 MJ	878 MJ	678 MJ	82 MJ	54 MJ
El i Europa	42 MJ	125 MJ	122 MJ	83 MJ	814 MJ	630 MJ
El i Verden	0 MJ	0 MJ	23 MJ	18 MJ	80 MJ	53 MJ
Uspecificeret	180 MJ	723 MJ	524 MJ	354 MJ	1.444 MJ	1.144 MJ
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	**1.772 MJ**	**3.704 MJ**	**2.600 MJ**	**1.931 MJ**	**4.085 MJ**	**3.101 MJ**
Energiindhold i materialer	89 MJ	549 MJ	693 MJ	521 MJ	923 MJ	609 MJ
Forbrænding	-30 MJ	-253 MJ	-313 MJ	-221 MJ	-246 MJ	-163 MJ
Samlet direkte energiforbrug	**1.830 MJ**	**4.000 MJ**	**2.980 MJ**	**2.230 MJ**	**4.760 MJ**	**3.550 MJ**

Tabel 13.7
Det direkte energiforbrug opdelt på energityper for 6 emballager til øl ved distribution af 1.000 liter.



Figur 13.6
Opgørelse af det direkte energiforbrug opdelt på energityper for de 6 emballager til øl ved distribution af 1.000 liter.

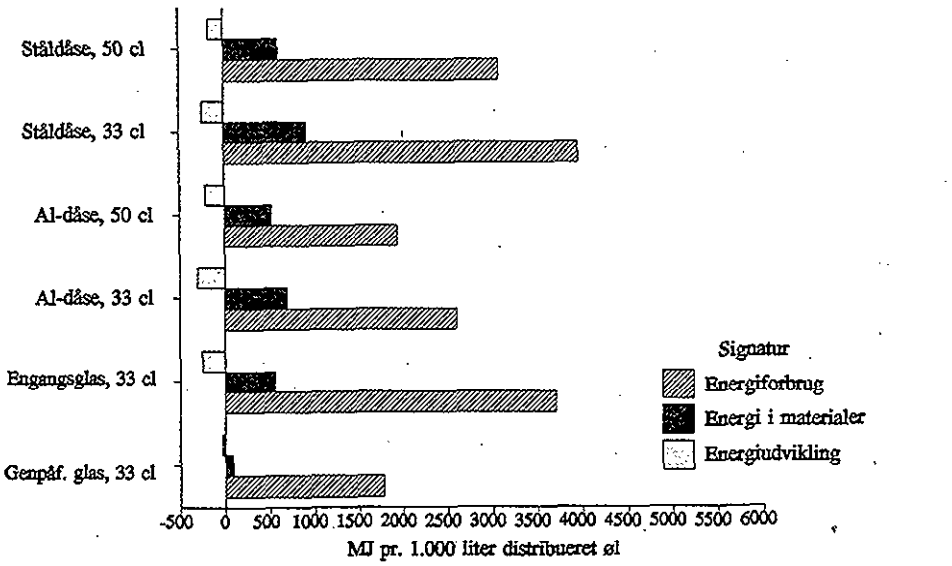
Som det fremgår af figur 13.6, er der væsentlige forbrug af olie ved genpåfyldelige glasflasker.

Der er et betydeligt forbrug af gas ved engangsflasker som primært skyldes fremstilling af glas.

Der forbruges kul ved oparbejdning af jernmalm og stålskrot i forbindelse med fremstilling af ståldåser.

Elforbruget er betydeligt ved både aluminiumsdåser og ved ståldåser. En stor del af dette el-forbrug er baseret på el fremstillet ud fra vandkraft.

Det uspecificerede energiforbrug, - hvor energitypen ikke er oplyst, er størst for ståldåserne, men ikke uvæsentligt for de øvrige emballager. I de videre beregninger af forbrug af energiressourcer er der for den mængde energi, der ikke er specificeret, anvendt "Vesteuropæisk gennemsnitlig energiproduktion".



Figur 13.7
Opgørelse af det direkte energiforbrug samt energiindhold i materialer og energiudvikling ved forbrænding for 6 emballager til øl ved distribution af 1.000 liter.

Som det fremgår af figur 13.7, er energiindholdet i materialer meget lavt for genpåfyldelige glasflasker, men af en vis størrelse for de øvrige emballager. Energiindholdet stammer fra materialerne papir/-karton, plast og aluminium.

Den energi, der udvikles ved affaldsforbrænding, og som kan udnyttes til kraft/varmeproduktion, er mindst for de genpåfyldelige flasker og på samme niveau for de øvrige emballager

13.3.4 Diskussion

Usikkerhed

Det direkte energiforbrug er bestemt med en usikkerhed på mellem 15% og 27%. Bidragene til usikkerheden stammer primært fra transport, tapning samt fremstilling af stål, aluminium og øvrige emballager.

Energiforbrug

Ved opgørelse af det direkte energiforbrug, - proces- og transportenergi samt energi i materialer og udviklet forbrændingsenergi, er energiforbruget lavest for genpåfyldelige glasflasker og 50 cl aluminiumsdåser.

Engangsflasker af glas samt ståldåser med 33 cl og 50 cl har et højere energiforbrug end genpåfyldelige glasflasker og 50 cl aluminiumsdåser.

Aluminiumsdåser med et indhold på 33 cl har et lavere energiforbrug end 33 cl ståldåser. Det kan ikke afgøres om 33 cl aluminiumsdåser har et lavere energiforbrug end engangsflasker af glas og 50 cl dåser.

Energityper

Til alle emballagerne anvendes el, olie og gas som energikilde. Endvidere anvendes der til ståldåserne kul.

Forbruget af el er størst for dåserne og mindre for de to glasemballager. For dåserne er en væsentlig del af el-produktionen dog baseret på vandkraft, mens de største del af elforbruget ved glasflaskerne er baseret på kul.

Forbruget af olie er størst for genpåfyldelige glasflasker.

Forbruget af gas er stort for engangsflaskerne og relativt lille for de øvrige emballagetyper.

Det uspecificerede energiforbrug er størst for ståldåserne, men også af betydning for de øvrige emballager. Som grundlag for de videre beregninger anvendes Vesteuropæisk gennemsnitlig energiproduktion for det uspecificerede energiforbrug.

13.4 Fremstilling af energi

13.4.1 Introduktion

Den energi, der forbruges i de forskellige emballagesystemer, skal fremstilles - og denne energiproduktion medfører forbrug af ressourcer og bidrager til emissioner til luft og vand samt affald.

Elektricitet

Forbruget af elektricitet omregnes til forbrug af energikilder. I denne omregning tages der hensyn til hvor den anvendte elektricitet er fremstillet (Danmark, Sverige, Vesteuropa, etc.), da de anvendte energikilder til el-fremstilling varierer meget.

Ved fremstillingen af elektricitet opgøres de energiressourcer, der forbruges, og de emissioner og affaldsmængder, der fremkommer.

Udvinding af energikilder

De energikilder, der anvendes direkte i processer, til transport og til el-fremstilling, skal udvindes og oparbejdes. De ressourcer, der medgår til dette i form af kul, olie, gas, træ, uran (A-kraft) og vand (vandkraft) er de primære energiressourcer.

Ved opgørelse af de primære energiressourcer er der taget højde for de tab, der sker ved udvinding og oparbejdning. Endvidere er der i det anvendte datagrundlag medtaget ressourcer til produktionsudstyr i forbindelse med udvinding og oparbejdning. Det har ikke været muligt at modregne ressourceforbruget til produktionsudstyr, selv om det ville have været det mest korrekte, da der ikke i de andre opgørelse i forbindelse med kortlægningen af emballagerne medtaget produktionsudstyr.

Ud over opgørelse af de egentlige forbrug af energiressourcer er fremkomsten af emissioner til luft og vand samt affald opgjort ved udvinding og oparbejdning af energikilder. Disse er medregnet under de følgende afsnit vedrørende opgørelser af emissioner og affald.

Delrapport 7

Grundlaget for opgørelse af energiforbrug til el-produktion samt udvinding af energikilder er detaljeret beskrevet i delrapport 7. Her er redegjort for de forudsætninger, der er anvendt for el-produktion samt udvinding af de enkelte energikilder.

13.4.2 Forbrug af energiressourcer

Opgørelse af de anvendte primære energiressourcer er vist i tabel 13.8 for de 6 emballager.

Da usikkerheden på de direkte energiforbrug er i størrelsesordenen 15-25% skønnes det at usikkerheden på opgørelse af de primære energiressourcer er i størrelsesordenen 100%.

Undgået energi

Ved affaldsforbrænding udvikles energi, der kan udnyttes til kraft/-varmeproduktion. Da al affaldsforbrændingen sker i Danmark, er der foretaget en supplerende beregning, der viser hvilke energiressourcer, der ud fra dansk energiforsyning vil kunne undgås, såfremt forbrændingsvarmen udnyttes fuldt ud. Disse forbrug af energiressourcer, der helt eller delvist kan spares, er vist i tabel 13.8 under betegnelsen "mulig undgåelse".

Fornyelige ressourcer

De fornyelige energiressourcer er opgjort som forbrug af potentielt energiindhold i vand (vandkraft) samt forbrug af træ i skove.

Ikke fornyelige ress.

De ikke fornyelige energiressourcer omfatter 2 grupper, - energiressourcer med kort forsyningshorisont (under 100 år) og energiressourcer med lang forsyningshorisont (over 100 år).

Råolie, gas og uran har en kort forsyningshorisont, mens stenkul og brunkul har en lang forsyningshorisont.

	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser	
	Genpåf., glas 33 cl	Engangs-glas 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl
Stenkul	48 kg	100 kg	32,7 kg	25,7 kg	93,0 kg	74,0 kg
- mulig undgåelse	8%	31%	118%	106%	33%	27%
Brunkul	4,7 kg	13,4 kg	12,7 kg	8,9 kg	47,6 kg	36,6 kg
- mulig undgåelse	1%	3%	4%	4%	<1%	<1%
Råolie	40 kg	33 kg	23,2 kg	16,7 kg	55,5 kg	42,7 kg
- mulig undgåelse	<1%	3%	5%	5%	1%	1%
Gas	8,4 Nm^3	79 Nm^3	22 Nm^3	15 Nm^3	35 Nm^3	26 Nm^3
- mulig undgåelse	<1%	<1%	3%	3%	1%	1%
Uran	0,31 g	0,82 g	3,7 g	2,8 g	3,4 g	2,6 g
- mulig undgåelse	1%	<1%	<1%	<1%	<1%	<1%
Potentielt energiindhold i vand	22 MJ	64 MJ	1.000 MJ	847 MJ	804 MJ	551 MJ
- mulig undgåelse	1%	3%	<1%	<1%	<1%	<1%
Træ i skove	0,56 kg	1,15 kg	0,40 kg	0,31 kg	1,08 kg	0,85 kg
- mulig undgåelse	7%	28%	100%	90%	27%	25%

Tabel 13.8
Forbrug af primære energiressourcer til distribution af 1.000 liter øl.

Sammenstilling

Af opgørelsen af de forbrugte energiressourcer fremgår, at der forbruges mest af de fornyelige energiressourcer (vand og træ) til aluminiums- og ståldåser og betydeligt mindre til glasemballagerne.

Med hensyn til ikke fornyelige ressourcer med lang forsyningshorisont (stenkul og brunkul) forbruges mest for engangsflasker af glas samt ståldåser, 33 cl og 50 cl. Der forbruges noget mindre for genpåfyldelige flasker og aluminiumsdåser, 33 cl og 50 cl.

Opgørelsen peger imod at forbruget af råolieforbruget er størst for ståldåserne, dernæst glasflaskerne og mindst for aluminiumsdåserne.

Med hensyn til forbruget af gas er forbruget betydeligt større for engangsflasker af glas, da der anvendes store mængder naturgas som energikilde ved glassmeltning. For de øvrige emballager peger opgørelsen imod, at forbruget er størst for dåserne og noget mindre for genpåfyldelige glasflasker.

Med hensyn til forbruget af uran ligger forbruget for alle emballager på samme niveau.

Undgåede ressourcer

De undgåede ressourcer er størst for alle emballagesystemerne med hensyn til stenkul og træ, da besparelsen er opgjort ud fra dansk energiforsyning. Besparelserne i absolutte tal er lige store for dåser af aluminium og stål og noget mindre for flaskerne.

13.5 Emissioner til luft og vand

13.5.1 Introduktion

Emissioner til luft og vand er opgjort for de 6 emballager som summen af bidragene fra processer, transport og produktion af primær energi.

Luftbårne emissioner

En række luftbårne emissioner er opgjort i forbindelse med behandling af de enkelte emballager i kapitlerne 5, 7, 9 og 10 samt i de tilhørende delrapporter.

I nærværende sammenstilling er følgende komponenter udvalgt:

Partikler	-	har betydning for visse kemiske omdannelser i atmosfæren.
Kuldioxid	-	bidrager til drivhuseffekten.
Svovldioxid	-	har primært indflydelse på forsuring.
Kvælstofoxider	-	har indvirkning på ozonnedbrydning, drivhuseffekt, forsuring og kemiske omdannelser i atmosfæren.
Kulbrinter	-	har indflydelse på kemiske omdannelser i atmosfæren og bidrager til smog-dannelse.
Radioaktive stoffer	-	giver en indikation af den miljømæssige belastning fra A-kraft.

Vandbårne emissioner

En række vandbårne emissioner er opgjort i forbindelse med behandling af de enkelte emballager i kapitlerne 5, 7, 9 og 10 samt i de tilhørende delrapporter.

I nærværende sammenstilling er følgende komponenter udvalgt:

Opløste og suspenderede stoffer	-	et mål for det samlede indhold af vandbårne stoffer.

BOD	-	et mål for den organiske belastning af biologisk nedbrydelige stoffer. Som grundlag er brugt BOD_5, biologisk iltforbrug over 5 dage.
COD	-	et mål for den samlede organiske belastning. COD står for kemisk iltforbrug.
Radio aktivitet	-	giver en indikation af den miljømæssige belastning fra A-kraft.

13.5.2 Emissioner til luft

Emissionerne til luft er opgjort for processer, for transport og for udvinding af primære energikilder.

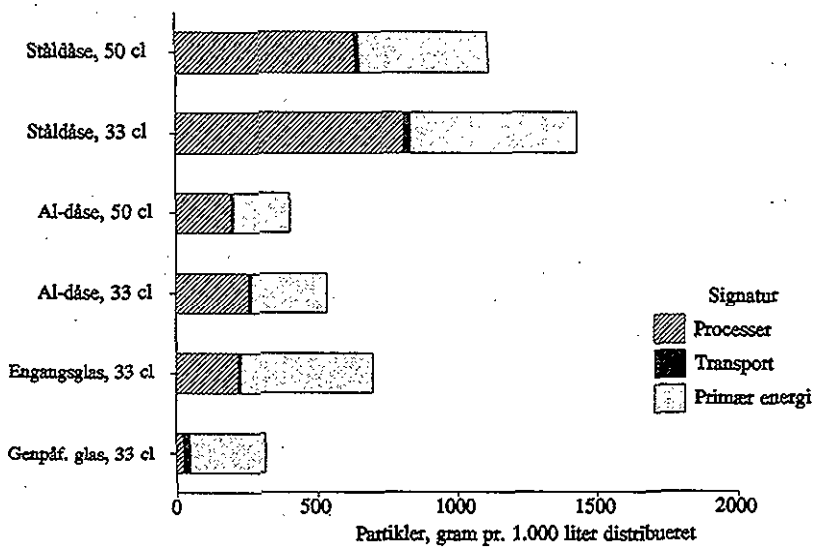
De samlede emissioner til luft er vist i tabel 13.9. Af denne tabel fremgår ligeledes hvilke emissioner, der kan undgås, såfremt forbrændingsvarmen fra affaldsforbrænding udnyttes fuldt ud.

	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser	
	Genpåfyld.	Engangs	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl
Partikler	0,32 kg	0,70 kg	0,54 kg	0,41 kg	1,43 kg	1,12 kg
- mulig undgåelse	4%	15%	25%	23%	7%	6%
Kuldioxid	222 kg	453 kg	178 kg	64 kg	431 kg	333 kg
- mulig undgåelse	3%	12%	36%	34%	12%	10%
Svovldioxid	1,41 kg	2,60 kg	1,44 kg	1,04 kg	3,23 kg	2,45 kg
- mulig undgåelse	2%	9%	19%	19%	7%	6%
Kvælstofoxider	1,57 kg	1,97 kg	0,60 kg	0,44 kg	1,35 kg	1,05 kg
- mulig undgåelse	1%	7%	28%	27%	10%	8%
Kulbrinter	1,13 kg	1,86 kg	0,93 kg	0,68 kg	1,88 kg	1,44 kg
- mulig undgåelse	2%	12%	31%	28%	12%	10%
Radioaktivitet	27 MBq	72 MBq	327 MBq	248 MBq	294 MBq	224 MBq
- mulig undgåelse	1%	3%	<1%	<1%	<1%	<1%

Tabel 13.9
Samlede luftbårne emissioner fra emballager ved distribution af 1.000 liter øl.

I de følgende figurer er fordelingen mellem emissioner til processer, transport og primær energiproduktion for de enkelte typer af emissioner vist.

I figur 13.8 er vist emissionen af partikler ved distribution af 1.000 liter i de 6 emballager opdelt på processer, transport og primær energiproduktion.



Figur 13.8
Emission af partikler til luft ved distribution af 1.000 liter øl.

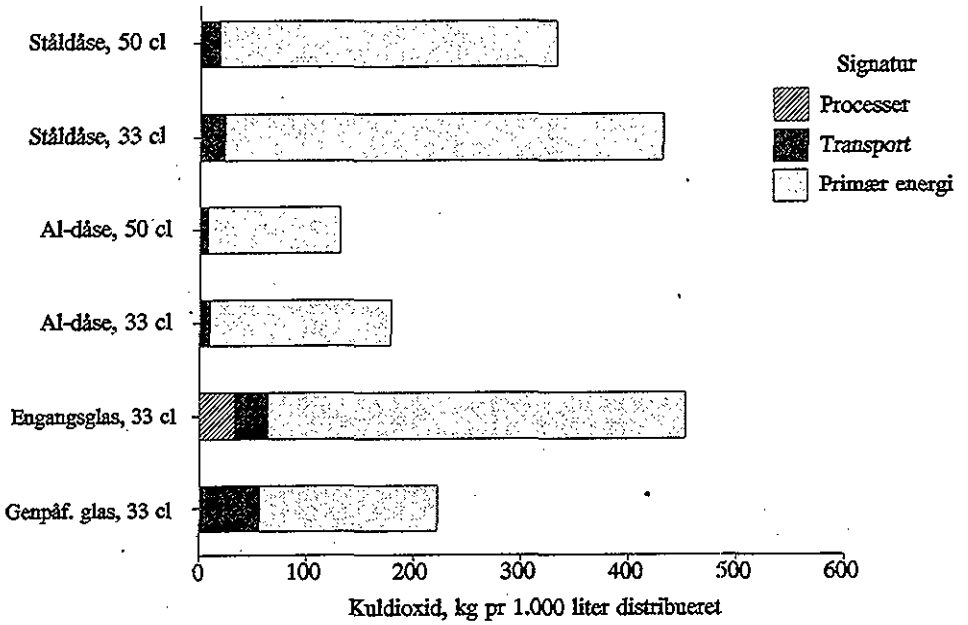
Af figur 13.8 fremgår det, at emissionen af partikler er størst for ståldåser og ligger på samme niveau for de øvrige emballager.

For ståldåser har emissionen fra processer væsentlig betydning, dernæst produktion af primær energi og mindst transport.

For genpåfyldelige flasker er emissionen af partikler relativ lille for processer og størst for primær energiproduktion.

Kuldioxid

I figur 13.9 er vist emissionen af kuldioxid ved distribution af 1.000 liter i de 6 emballager opdelt på processer, transport og primær energiproduktion.



Figur 13.9
Emission af kuldioxid til luft fra distribution af 1.000 liter øl.

Ved opgørelse af kuldioxid er emissioner fra processer ikke opgjort for alle processer. Dette er ikke sket for de opgørelser, der er baseret på grundlag af data fra BUWAL (1991) og omfatter fx. udvinding og oparbejdning af stål, papir og PE/PP.

De eneste emissioner af kuldioxid, der er medregnet under processer, er de emissioner, der fremkommer fra forbrænding af energibrændsler. I denne sammenhæng har forbrænding af naturgas ved glasproduktion betydning.

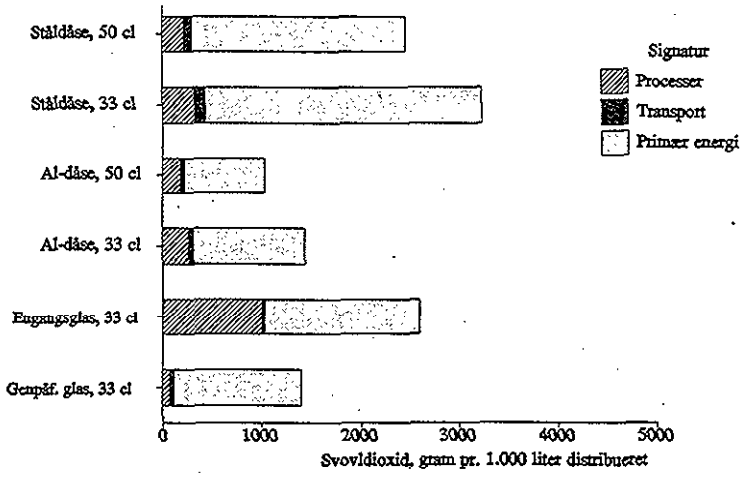
Emissioner fra forbrænding af affald er udeladt, da disse emissioner maksimalt udgør få procent af den mængde kuldioxid, der fremkommer ved transport og primær energiproduktion.

Opgørelse af kuldioxid fra primær energiproduktion afspejler, at der til aluminiumsdåser anvendes en del vandkraft og A-kraft, som ikke medfører emission af kuldioxid.

For ståldåser og glasflasker afspejler kuldioxidemissionen forbruget af energi, der er mindst for genpåfyldelige flasker og større for engangsflasker og ståldåser.

Svovldioxid

I figur 13.10 er vist emissionen af svovldioxid ved distribution af 1.000 liter i de 6 emballager opdelt på processer, transport og primær energiproduktion.



Figur 13.10
Emission af svovldioxid til luft ved distribution af 1.000 liter øl.

De samlede emissioner af svovldioxid er lavere for dåser af aluminium og genpåfyldelige glasflasker end for dåser af stål. På grund af opgørelsens usikkerheder (50-100%) må det antages, at emissionerne for glasflasker og aluminiumsdåser ligger på samme niveau.

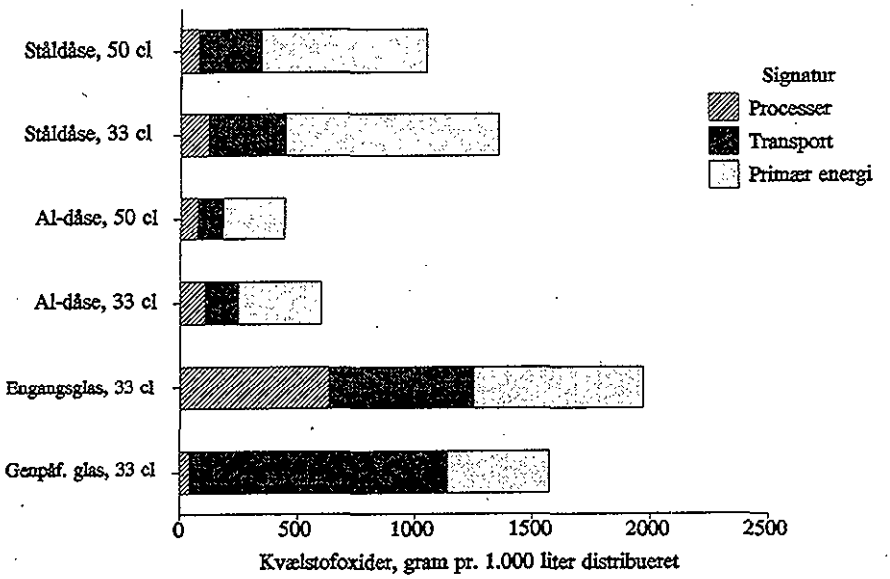
Emissioner af svovldioxid er størst fra primær energiproduktion for alle de 6 emballager.

Emissionerne fra aluminiumsdåser er relativt lave i forhold til energiforbruget på grund af, at el-produktionen primært er baseret på vandkraft og A-kraft.

Emissionerne af svovldioxid er relativt høje for glasflasker i forhold til energiforbruget på grund af, at el-produktionen primært er baseret på kulfyrede kraftværker.

Kvælstofoxider

I figur 13.11 er vist emissionen af kvælstofoxider ved distribution af 1.000 liter i de 6 emballager opdelt på processer, transport og primær energiproduktion.



Figur 13.11
Emission af kvælstofoxider til luft ved distribution af 1.000 liter øl.

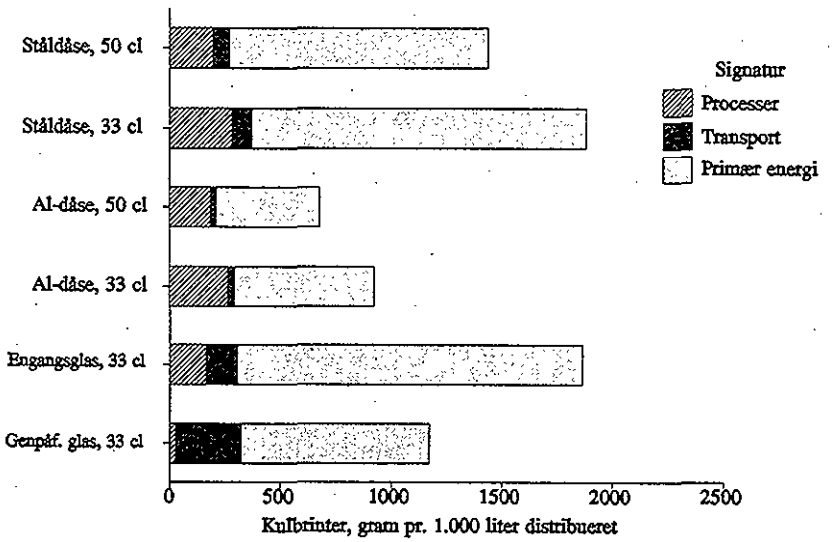
De samlede emissioner af kvælstofoxider er lavere for dåser af aluminium end for flasker af glas.

For engangsflasker af glas har emissioner fra processer (glasproduktion) væsentlig betydning. For de øvrige emballager stammer emissionerne primært fra transport og udvinding af primære energikilder.

De lave emissioner fra aluminiumsdåser afspejler dels et relativt lille forbrug af transportenergi, samt at en betydelig del af det samlede energiforbrug er baseret på vand- og A-kraft.

Kulbrinter

I figur 13.12 er vist emissionen af kulbrinter ved distribution af 1.000 liter i de 6 emballager opdelt på processer, transport og primær energiproduktion.



Figur 13.12
Emission af kulbrinter til luft ved distribution af 1.000 liter øl.

Emissioner af kulbrinter stammer primært fra udvinding og oparbejdning af fossile brændsler og fra lakering af dåser, fremstilling af plast og papir samt transport.

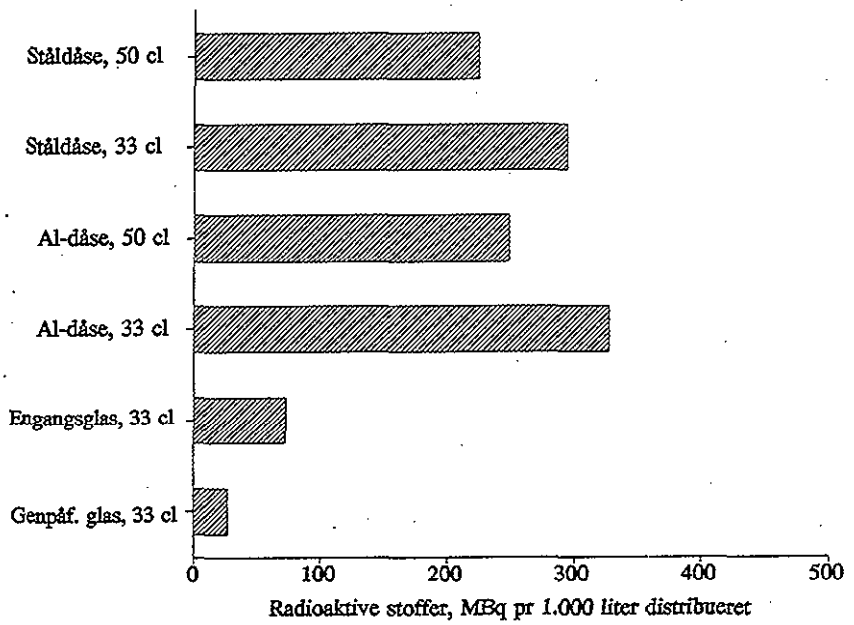
Emissionerne af kulbrinter er antagelig mindre for aluminiumsdåser end for ståldåser, men på grund af usikkerhederne på opgørelsen (50-100%) kan en sammenstilling ikke give en klar udpegning af de emballager, der medfører de mindste eller de største emissioner.

Radioaktive emissioner

I figur 13.13 er vist emissionen af radioaktive stoffers aktivitet til luft ved distribution af 1.000 liter i de 6 emballager. Opgørelsen omfatter alene primær energiproduktion.

Opgørelsen er baseret på opgørelse af aktivitet (henfald pr. tidsenhed), og kan derfor ikke danne grundlag for en vurdering af dosis og effekter. Opgørelsen kan kun danne grundlag for en indledende relativ vurdering af den miljømæssige belastning med luftbårne radioaktive stoffer.

Af opgørelsen ses, at aktiviteten fra luftbårne radioaktive stoffer er på samme niveau for dåser af stål og aluminium og mindre for flasker af glas.



Figur 13.13
Emission af radioaktive stoffer til luft ved distribution af 1.000 liter øl. Opgørelsen er baseret på stoffernes aktivitet målt i Bq.

13.5.3 Emissioner til vand

Emissioner til vand er opgjort for processer og for udvinding af primære energikilder.

Det er i de grundliggende beregninger forudsat, at der ikke fremkommer vandbårne emissioner fra transport. Udvinding af energikilder til transport (fuelolie og diesel) medfører dog emissioner til vand, som er opgjort under "primær energi".

De samlede emissioner til vand er vist i tabel 13.10. De emissioner der kan spares såfremt forbrændingsvarmen fra affaldsforbrænding udnyttes fuldt ud, er under 1%, og derfor ikke medtaget i tabellen.

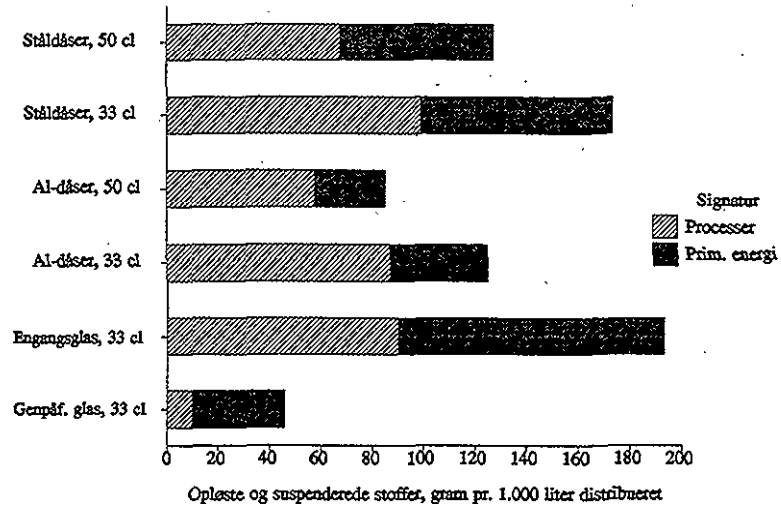
	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser	
	Genpåf. 33 cl	Engangsflasker 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl
Opløste og suspenderede stoffer	47 g	193 g	125 g	85 g	170 g	121 g
BOD	4.000 g	30 g	24 g	16 g	24 g	16 g
COD	4.250 g	252 g	200 g	133 g	203 g	134 g
Radioaktivitet	0,2 MBq	0,7 MBq	2,9 MBq	2,2 MBq	2,7 MBq	2,1 MBq

Tabel 13.10
Samlede vandbårne emissioner fra emballager ved distribution af 1.000 liter øl.

I de følgende figurer er vist fordelingen mellem emissioner fra processer og primær energiproduktion for de enkelte typer af emissioner.

Opløste og susp. stoffer

I figur 13.14 er vist emissionen af opløste og suspenderede stoffer ved distribution af 1.000 liter i de 6 emballager opdelt på processer og primær energiproduktion.



Figur 13.14
Emission af opløste og suspenderede stoffer til vand ved distribution af 1.000 liter øl.

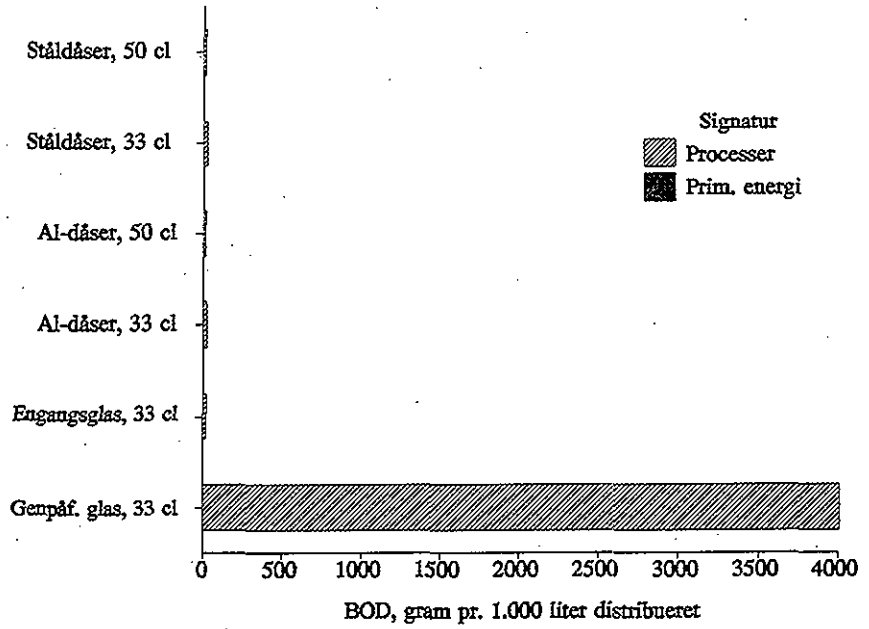
En sammenstilling af de opgjorte emissioner giver ikke et klart billede af hvilken emballage, der giver den mindste emission og hvilken, der giver den største, når der tages hensyn til usikkerheden på opgørelsen (50-100%). Opgørelsen tyder dog på, at udledningen er lavest for de genpåfyldelige flasker, noget højere for 50 cl aluminiumsdåser og noget højere og på samme niveau for de øvrige emballager.

Udledning af opløste og suspendere stoffer fra processer afspejler i store træk forbruget af papir og karton. Der er en relativ lille udledning fra genpåfyldelige glasflasker, da der til denne emballage kun bruges etiketter, mens der til de andre emballager også bruges kartonbakker. Emissionerne er lidt mindre til dåser med 50 cl end 33 cl, da forbruget af kartonbakker er mindst til de store emballager.

Udledning af opløste og suspenderede stoffer fra primær energiproduktion følger i grove træk forbruget af fossile brændsler.

BOD

I figur 13.15 er vist emissionen af BOD_5, iltforbruget ved biologisk nedbrydning af opløste og suspenderede stoffer over 5 dage ved distribution af 1.000 liter i de 6 emballager.



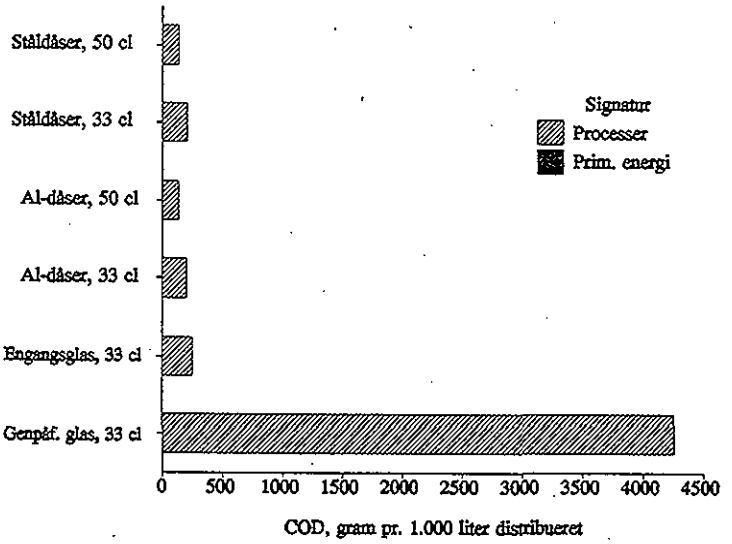
Figur 13.15
Emission af BOD_5 til vand ved distribution af 1.000 liter øl.

Som det fremgår af figur 13.15, er udledningen af BOD alene knyttet til processer og ikke til den primære energiproduktion.

Udledningen af BOD knytter sig for genpåfyldelige flasker til vask af flaskerne på bryggeriet. De øvrige relativt små udledninger stammer fra produktion af papir. Det skal bemærkes, at den angivne værdi af BOD for genpåfyldelige flasker er vurderet på basis af data for COD, idet data for BOD ikke haves.

COD

I figur 13.16 er vist emissionen af COD, det kemiske iltforbrug ved nedbrydning af opløste og suspenderede stoffer ved distribution af 1.000 liter i de 6 emballager.



Figur 13.16
Emission af COD til vand ved distribution af 1.000 liter øl.

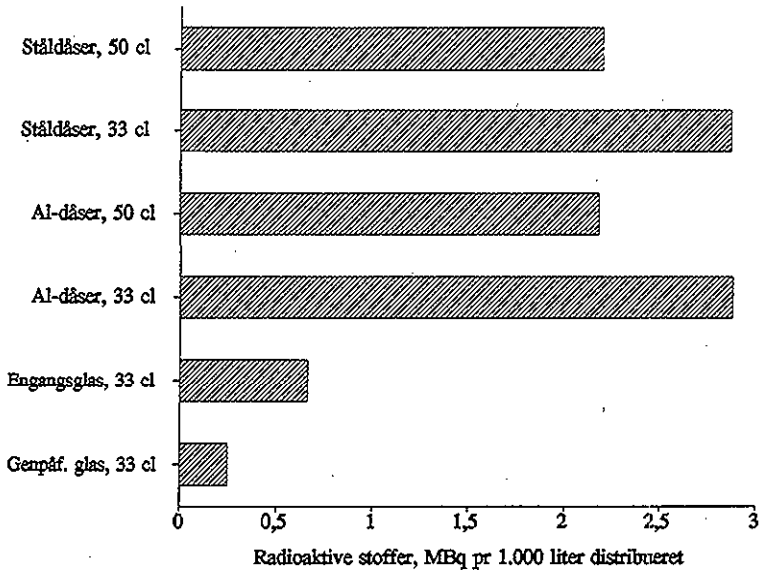
Som det fremgår af figur 13.16, er udledningen af COD alene knyttet til processer og ikke til den primære energiproduktion.

Udledningen af COD knytter sig for genpåfyldelige flasker til vask af flaskerne på bryggeriet. Ud fra forholdet mellem BOD og COD vurderes det, at spildevandet fra bryggeri kan betegnes som letnedbrydeligt.

De øvrige relativt små udledninger stammer fra produktion af papir. Ud fra forholdet mellem BOD og COD vurderes det, at spildevandet fra papirfremstilling er tungtnedbrydeligt.

Radioaktive emissioner

I figur 13.17 er vist emissionen af radioaktive stoffers aktivitet til vand ved distribution af 1.000 liter i de 6 emballager opgjort. Opgørelsen omfatter alene primær energiproduktion.



Figur 13.17
Emission af radioaktive stoffer til vand ved distribution af 1.000 liter øl. Opgørelsen er baseret på stoffernes aktivitet målt i MBq.

Opgørelsen er baseret på opgørelse af aktivitet (henfald pr. tidsenhed) og kan derfor ikke danne grundlag for en vurdering af dosis og effekter. Opgørelsen kan kun danne grundlag for en indledende relativ vurdering af den miljømæssige belastning med vandbårne radioaktive stoffer.

Opgørelsen viser, at aktiviteten fra vandbårne radioaktive stoffer er mindst for genpåfyldelige flasker og engangsflasker og noget større og på samme niveau for de øvrige emballager.

13.5.4 Diskussion

Usikkerhed

De opgjorte emissioner til luft og vand er opgjort med en usikkerhed, der ligger i størrelsesordenen 50-100%, lavest for de procesrelaterede emissioner og noget højere for de emissioner, der er knyttet til transport og produktion af primær energi.

Udvalgte komponenter

Nærværende sammenstilling er gennemført ud fra et begrænset antal udvalgte luftbårne og vandbårne komponenter. Der er gennemført opgørelser for et stort antal luftbårne og vandbårne komponenter, som er opstillet i kapitlerne 5,7,9 og 10 samt i delrapporterne 1 til 4.

Ved en overordnet sammenstilling ses det, at udledningen af luftbårne komponenter mængdemæssigt er væsentlig større fra de 6 kortlagte emballager end udledningen af vandbårne komponenter.

"Undgået energi"

De emissioner, der kan undgås såfremt forbrændingsvarmen fra affaldsforbrænding udnyttes fuldt ud, har betydning for de luftbårne emissioner, men er af meget begrænset betydning for de vandbårne komponenter. For de luftbårne komponenter betyder det en reduktion på 1% til 36% afhængig af emballager og komponenter.

Luftbårne komponenter

Emissionen af partikler er størst for ståldåser og ligger lavere og på samme niveau for de øvrige emballager.

Opgørelsen af kuldioxid giver ikke noget klart billede ved sammenligning mellem de 6 emballager, da bidrag fra processer for stål- og aluminiumsdåser samt sekundær emballage (kapsler, kasser m.v.) ikke er opgjort.

Opgørelsen af svovldioxid peger imod, at emissionerne for glasflasker og aluminiumsdåser ligger på samme niveau og er lavere end for ståldåser.

De samlede emissioner af kvælstofoxider er lavere for dåser af aluminium og stål end for flasker af glas.

Opgørelsen af emissioner af kulbrinter giver ikke noget klart billede ved sammenligning, når der tages hensyn til usikkerheden på opgørelsen. Der er indikation for at emissionen er lavest for genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser og noget højere for engangsflasker af glas og ståldåser.

Aktiviteten fra luftbårne radioaktive stoffer er på samme niveau for dåser af stål og aluminium og mindre for flasker af glas.

Vandbårne komponenter

Opgørelsen af opløste og suspenderede stoffer giver ikke noget klart billede ved sammenstilling, når der tages hensyn til usikkerheden på opgørelsen. Der er indikation for at emissionen er lavest for genpåfyldelige glasflasker, noget højere for 50 cl aluminiumsdåser og noget højere og på samme niveau for de øvrige emballager,

Belastningen med BOD og COD knytter sig især til vask af genpåfyldelige flasker og til produktion af papir. Udledningen ligger på samme niveau for alle emballager med undtagelse af de genpåfyldelige flasker, hvor den er betydeligt større.

Aktiviteten fra vandbårne radioaktive stoffer er mindst for genpåfyldelige flasker og engangsflasker og noget større og på samme niveau for de øvrige emballager.

13.6 Affald

13.6.1 Introduktion

Affaldsmængder fra de 6 emballager er opgjort i form af kasserede emballager hos forbruger samt affald fremkommet ved produktionsprocesser og fremstilling af primær energi.

Kasserede emballager

I kortlægningen er der forudsat en returprocent - den del af de brugte emballager, forbrugeren leverer tilbage. Det er desuden forudsat, at 20% af ikke returnerede emballager deponeres diffust i naturen og at de resterende emballager bortskaffes gennem dagrenovationen. Bortskaffelse via dagrenovation er forudsat at ske ved deponering af 20% af affaldet og forbrænding af 80% af affaldet.

Disse forudsætninger, - returprocent og 20% diffus deponering i naturen - er af stor betydning for de samlede mængder af kasserede emballager.

Produktionsaffald

Fra processerne i de enkelte emballagers livscyklus samt ved produktion af primær energi fremkommer en række forskellige affaldsmængder. Det er forudsat, at der ikke fremkommer affald direkte fra transport, men kun under udvinding af primære energikilder til transportbrændsel (fuelolie og diesel).

Affald fra processer er opgjort i 4 kategorier:

Industriaffald	-	omfatter affald med relativ lav miljøbelastning, der kan deponeres på fyldpladser eller deponier eller som kan behandles på et affaldsforbrændingsanlæg.
Miljøfarligt affald	-	omfatter affald med en væsentlig miljøbelastning og som kræver specialbehandling på fx. Kommunekemi.
Radioaktivt affald	-	omfatter alle typer af dels højradioaktivt affald og lavradioaktivt affald.
Uspecificeret affald	-	omfatter de affaldsmængder, hvor en nærmere specificering ikke har været mulig.

Som grundlag for opgørelse af affaldsmængderne i de 4 kategorier ligger en detaljeret opgørelse af affaldstyper inden for hver af de 3 førstnævnte kategorier. Disse detaljerede opgørelser er vist i kapitel 5, 7, 9 og 10 samt i de tilhørende delrapporter 1 til 4.

13.6.2 Kasserede emballager

For genpåfyldelige flasker er det forudsat at 1,5% af de anvendte flasker ikke returneres. For de øvrige emballager er det forudsat at 10% af de anvendte emballager ikke returneres.

I tabel 13.11 er vist en oversigt over den procentuelle fordeling mellem de forskellige bortskaffelsesveje, der er forudsat for den primære emballage (flasker og dåser) samt for de øvrige emballager i form af kapsler, kasser m.v.

Emballagedel	Diffus deponering i naturen	Forbræn-ding	Deponi	Genvinding
Genpåfyldelige glasflasker	0,3%	0,96%	0,24%	1,2%
Engangsflasker af glas samt Al- og ståldåser	2,0%	6,4%	1,6%	90%
Kapsler	10%	72%	18%	-
Etiketter - genpåf.flasker - engangsflasker	 0,32% 1,9%	 0,95% 6,2%	 98,8% 91,9%	 - -
Plastkasser	-	50%	-	50%
Kartonbakker		40%	10%	50%
Hi-Cone	-	80%	20%	-
Krympefolie	-	80%	20%	-

Tabel 13.11
Fordeling mellem bortskaffelsesveje for ikke returnerede emballager.

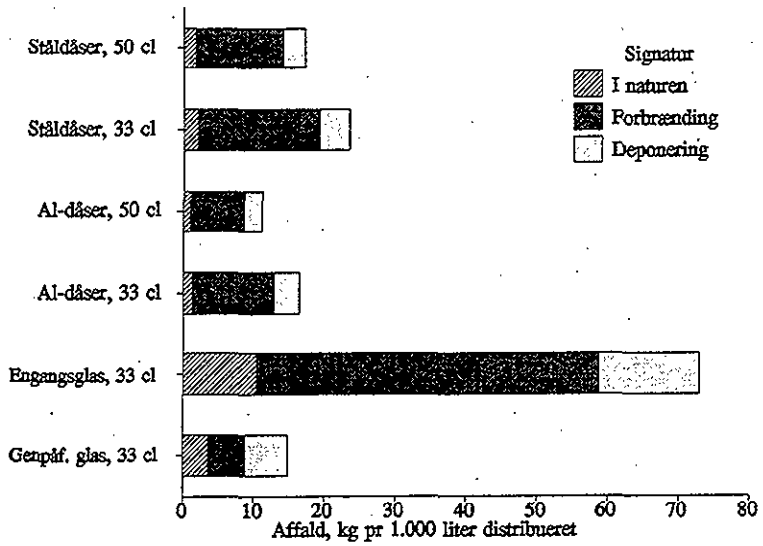
På baggrund af de opstillede forudsætninger om bortskaffelsesveje, som er vist i tabel 13.11, er affaldsmængderne for de forskellige bortskaffelsesveje opgjort. Den andel, der går til genvinding er medtaget i tabel 13.11 for at give et fuldstændigt billede og indgår ikke i opgørelse af affaldsmængder, men i opgørelse af fremkomne materiale, jf. afsnit 13.2.

Affald i form af brugte, ikke returnerede emballager er vist i tabel 13.12 for de 6 emballager ved distribution af 1.000 liter øl.

Emballage	Diffus deponering i naturen	Forbrænding	Deponering
Genpåfyldelige glasflasker	3,6 kg	5,2 kg	6,1 kg
Engangsflasker af glas	10,4 kg	48,2 kg	14,3 kg
33 cl Aluminiumsdåser	1,2 kg	11,6 kg	3,6 kg
50 cl Aluminiumsdåser	0,95 kg	7,7 kg	2,5 kg
33 cl Ståldåser	2,0 kg	17,2 kg	4,3 kg
50 cl Ståldåser	1,7 kg	12,4 kg	3,1 kg

Tabel 13.12
Opgørelse af affald i form af brugte ikke returnerede emballager ved distribution af 1.000 liter.

De affaldsmængder, der er vist i tabel 13.12 er illustreret i figur 13.18.



Figur 13.18
Affaldsmængder i form af ikke returnerede brugte emballager ved distribution af 1.000 liter.

Som det fremgår af figur 13.18, er affaldsmængder i form af ikke returnerede brugte emballager størst for engangsflasker af glas og lavere og på samme niveau for de øvrige emballager.

13.6.3 Procesaffald

De samlede mængder af procesaffald opdelt i 4 kategorier er vist i tabel 13.13. Af denne tabel fremgår ligeledes hvilke affaldsmængder, der kan undgås, såfremt forbrændingsvarmen fra affaldsforbrænding udnyttes fuldt ud.

Emballage	Industri-affald	Miljøfarligt affald	Radioaktivt affald	Uspecificeret affald
Genpåfyldelige glas-flasker	23,3 kg	0,07 kg	0,1 liter	0,53 kg
- mulig undgåelse	6%	1%	<1%	-
Engangsflasker af glas	45,6 kg	0,30 kg	0,1 liter	1,82 kg
- mulig undgåelse	26%	3%	<1%	
33 cl Aluminiumsdåser	33,8 kg	1,89 kg	0,084 liter	3,43 kg
- mulig undgåelse	44%	<1%	4%	-
50 cl Aluminiumsdåser	26,2 kg	1,25 kg	0,061 liter	2,37 kg
- mulig undgåelse	40%	<1%	3%	-
33 cl Ståldåser	49,4 kg	1,94 kg	0,18 liter	10,17 kg
- mulig undgåelse	24%	<1%	1%	-
50 cl Ståldåser	38,6 kg	1,29 kg	0,14 liter	8,20 kg
- mulig undgåelse	20%	<1%	<1%	

Tabel 13.13
Oversigt over fremkomne mængder af procesaffald ved distribution af 1.000 liter øl.

Undgåede affaldsmængder

Som det fremgår af tabel 13.13, er det primært industriaffald, der kan "undgås" ved fuldstændig udnyttelse af energi fra affaldsforbrænding. De sparede mængder repræsenterer primært slagger fra kulfyrede kraftværker og i mindre omfang affald fra udvinding af energiressourcer.

Radioaktivt affald

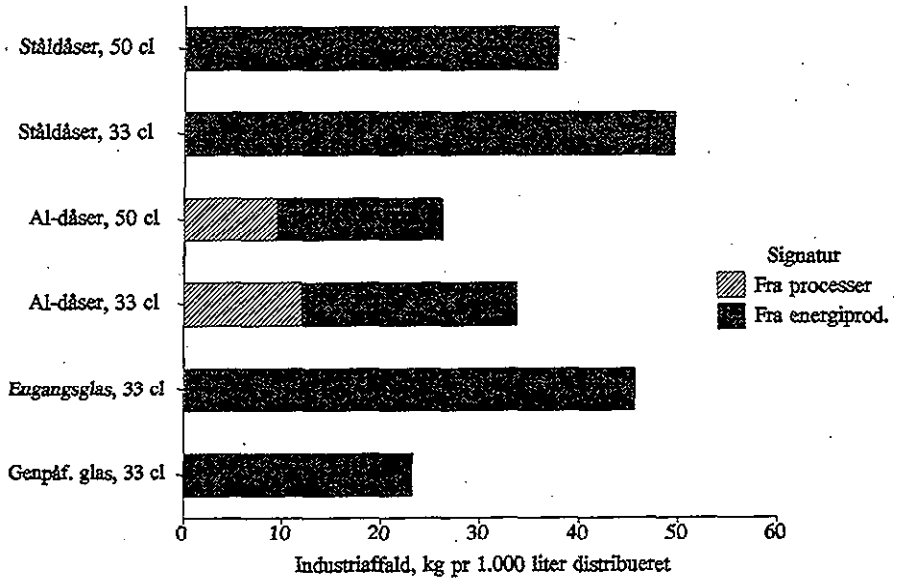
Radioaktivt affald fremkommer alene fra primær energiproduktion. Fremkomsten af radioaktivt affald er størst for ståldåser og noget mindre for de øvrige emballager.

Uspecificeret affald

Uspecificeret affald er alene knyttet til produktionsprocesserne i emballagens livscyklus. Fremkomsten af affald, der ikke er specificeret i de anvendte referencer, er størst for ståldåser, noget mindre for aluminiumsdåser og engangsflasker og mindst for genpåfyldelige glasflasker.

Industriaffald

I figur 13.19 er vist opgørelse af fremkomsten af industriaffald ved distribution af 1.000 liter øl.



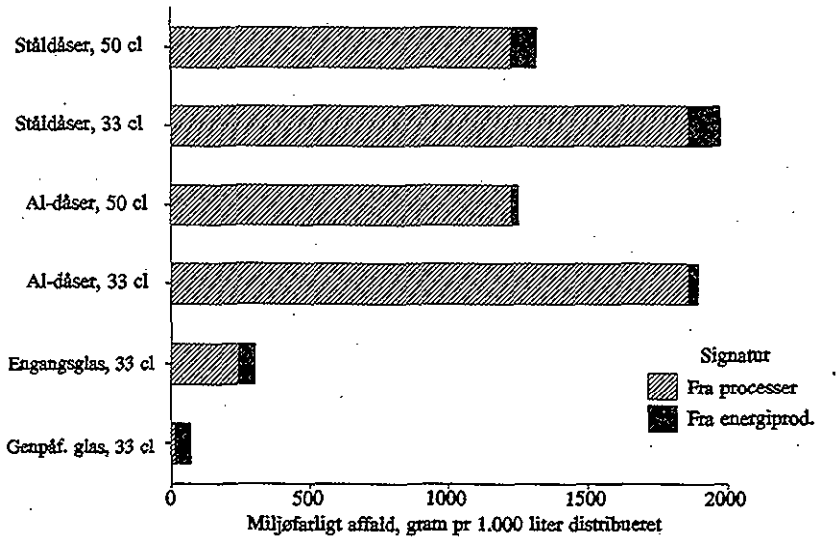
Figur 13.19
Industriaffald fremkommet ved distribution af 1.000 liter øl.

Som det fremgår af figur 13.19 fremkommer der kun procesaffald af betydning fra aluminiumsdåser. Dette stammer fra udvinding og oparbejdning af aluminium.

Mængden af industriaffald fra primær energiproduktion er lavest og på samme niveau for genpåfyldelige glasflasker og aluminiumsdåser. For engangsflasker og ståldåser er mængderne højere.

Miljøfarligt affald

I figur 13.20 er vist de fremkomne mængder af miljøfarligt affald ved distribution af 1.000 liter øl.



Figur 13.20
Fremkomsten af miljøfarligt affald ved distribution af 1.000 liter øl.

For genpåfyldelige glasflasker fremkommer meget små mængder miljøfarligt affald fra processer og noget fra energiproduktion. De samlede mængder miljøfarligt affald er dog mindst for genpåfyldelige flasker.

Der fremkommer næstmindst miljøfarligt affald fra engangsflaskerne af glas, - her udgør affaldet fra processer den største andel.

De mest betydende mængder miljøfarligt affald fremkommer fra processer for aluminium- og ståldåser. Dertil fremkommer små mængder fra primær energiproduktion. Under hensyntagen til opgørelsens usikkerhed antages det, at de samlede mængder fra de 4 dåseemballager ligger på samme niveau.

13.6.4 Diskussion

Usikkerhed

De opgjorte affaldsmængder er opgjort med en usikkerhed, der ligger i størrelsesordenen 50-100%.

Det antages, at usikkerheden for de brugte, ikke returnerede emballager ligger i størrelsesordenen 10%.

Opgjorte mængder

Nærværende sammenstilling er gennemført ud fra et begrænset antal kategorier af affald. Som udgangspunkt er der gennemført detaljerede opgørelser for en lang række affaldstyper, som er opstillet i kapitlerne 5,7,9 og 10 samt i delrapporterne 1 til 4.

I opgørelsen er der overordnet skelnet mellem affald i form af brugte, ikke returnerede emballager og affald fra processer og primær energiproduktion. Kasserede emballager må betegnes som mindre farligt og kan kategoriseres som industriaffald.

Ved en overordnet sammenstilling (tabel 13.11 og 13.12) viser det sig, at mængderne af kasserede emballager er på samme niveau eller mindre end mængderne af procesaffald.

Industriaffald

Mængderne af industriaffald er lavest og på samme niveau for genpåfyldelige glasflasker og for aluminiumsdåser. For engangsflasker af glas og for ståldåser er mængderne noget større.

Miljøfarligt affald

De mindste mængder miljøfarligt affald fremkommer fra genpåfyldelige glasflasker og dernæst fra engangsflasker. Mængderne fra de 4 dåseemballager ligger på samme niveau og er væsentligt højere.

Radioaktivt affald

Fremkomsten af radioaktivt affald er størst for ståldåser og noget mindre for de øvrige emballager.

Uspecificeret affald

Fremkomsten af uspecificeret affald er størst for ståldåser, noget mindre for aluminiumsdåser og engangsflasker og mindst for genpåfyldelige glasflasker.

13.7 Ændringer i energiforsyning

El-produktion sker under forskellige former afhængig af hvilket land eller område, den foregår i. Der er forskelle i de energikilder, der anvendes, og forskelle i udnyttelsesgrader.

Forefindes en energikilde i et område i store, lettilgængelige mængder, vil denne energikilde naturligt blive udnyttet dels til el-produktion og dels som direkte energikilde, hvis det er muligt.

I lande uden naturlige energiressourcer vil valget af energiressourcer være afhængig af tilgængelighed, som igen afhænger af en lang række faktorer, som fx. teknologiske, politiske og økonomiske forhold.

13.7.1 Energiscenarier

Stedspecifik el-prod.

I nærværende kortlægning er der taget udgangspunkt i de energikilder og den el-produktion, der er i dag for hvert af de specifikke områder, kortlægningen dækker.

Med udgangspunkt i emballagekortlægningen er el-produktionen inddelt i 4 kategorier:

- Dansk el-produktion.
- Svensk el-produktion.
- Gennemsnitlig Vest-Europæisk el-produktion.
- Gennemsnitlig Vestlig el-produktion.

I kortlægningen af emballager anvendes derved "stedspecifik el-produktion" - det vil sige at området, hvor produktionen foregår identificeres. El-produktion fra den bedst dækkende el-produktionskategori anvendes til opgørelse af emissioner og affald fra udvinding af primær energi.

El-produktionen og de energikilder, der ligger til grund for el-produktionen, har stor indflydelse på kortlægningens resultater med hensyn til emissioner til luft og vand samt fremkomst af affald.

Ved at ændre på forudsætningerne for el-produktionen, kan det vurderes hvilken betydning denne har for resultatet af den samlede kortlægning.

Det er valgt, at opstille to energiscenarier til belysning af el-produktionens betydning og at sammenligne disse med den gennemførte opgørelse, der baserer sig på stedspecifik el-produktion.

Vest-Europæisk el-prod.

Som det ene energiscenarie er valgt at tage udgangspunkt i den el-produktion, der udtrykker et gennemsnit for Vest-Europæisk el-produktion. Den Vest-Europæiske el-produktion er valgt ud fra, at Vesteuropa i stadig stigende grad udbygger det internationale elektricitetsnet. Inden for en årrække vil der ikke længere kunne tales om "Dansk el" eller "Norsk el", da import og eksport af elektricitet vil dominere den nationale produktion og udviske de nationale forskelle.

Dansk el-produktion

Som det andet energiscenarie er valgt at tage udgangspunkt i dansk el-produktion. Dansk el-produktion er karakteriseret ved hovedsagelig at være baseret på kul og uden vedvarende energikilder eller A-kraft. El-produktion baseret på danske forhold bliver ofte betragtet som den el-produktion, der miljømæssigt medfører de største belastninger.

Grundlag

Datagrundlaget for el-produktion baseret på stedspecifikke forhold, på vesteuropæiske forhold og på danske forhold er beskrevet i delrapport 7: Miljømæssig kortlægning af transport og energifremstilling, - beregningsgrundlag for miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke.

I tabel 13.14 er vist de former, hvorunder el-produktionen sker i Vesteuropa og i Danmark. For de stedspecifikke opgørelser, som ligger til grund for nærværende kortlægning, indgår ud over gennemsnitlig europæisk el-produktion og dansk el-produktion også svensk el-produktion og gennemsnitlig el-produktion på verdensplan i et omfang, der afhænger af den specifikke emballage.

Energikilde	Europa	Danmark
Stenkul	31,0%	95,1%
Brunkul	9,0%	0%
Fuelolie	9,7%	2,9%
Gas	8,0%	1,5%
A-kraft	33,4%	0%
Vandkraft	7,9%	0%
Andet	1,0%	0,5%

Tabel 13.14
El-produktion i Europa og Danmark. Data for Europa er fra 1990 og for Danmark fra 1993.

De opgørelser, der er gennemført for at belyse el-produktionens betydning er baseret på et begrænset antal udvalgte parametre. Disse parametre er:

For luft:	Kuldioxid Svovldioxid Luftbårne radioaktive stoffer
For vand:	COD (kemisk iltforbrug) Vandbårne radioaktive stoffer
For affald:	Industriaffald Miljøfarligt affald Radioaktivt affald

Resultatet af beregningerne for den specifikke el-produktion (som basis for kortlægningen) samt europæisk og dansk el-produktion er vist i bilag 3, hvor resultaterne er præsenteret dels som tabeller og dels som figurer.

Beregningerne er præsenteret samlet for alle 12 emballager og uafhængig af om emballagerne anvendes til distribution af øl eller læskedrik.

I det følgende kommenteres resultatet af de gennemførte energiscenarier på baggrund af bilag 3.

13.7.2 Luftbårne emissioner

Kuldioxid

Overordnet set giver dansk el-produktion baseret på kulfyrede kraft/-varmeværker de største emissioner af kuldioxid. Dette afspejles for samtlige emballager.

For både genpåfyldelige og engangsflasker af glas er emissionen af kuldioxid lavere for europæisk el-produktion end for dansk el-produktion, men forskellen er beskeden.

For genpåfyldelige flasker og engangsflasker af PET ligger den specifikke og den europæiske opgørelse lidt lavere end den, der baserer sig på dansk el-produktion.

For aluminiumsdåser udgør den stedspecifikke opgørelse ca. 1/3 af emissionen af kuldioxid ved dansk el-produktion og ca. 1/2 af emissionen ved europæisk el-produktion.

For ståldåser ligger opgørelsen af kuldioxid baseret på stedspecifikke forhold og europæiske forhold på samme niveau og lidt lavere end for danske forhold.

Ved europæisk el-produktion vil genpåfyldelige PET-flasker have de laveste emissioner og genpåfyldelige glasflasker vil ligge lidt højere og på samme niveau som aluminiumsdåser. Dernæst kommer ståldåser, og emissionerne af kuldioxid vil være størst for engangsflasker af PET og glas.

Ved dansk el-produktion vil genpåfyldelige PET-flasker have de laveste emissioner, dernæst kommer genpåfyldelige glasflasker. Aluminiumsdåserne vil have lidt højere emissioner og højeste emissioner vil ståldåser samt engangsflasker af glas og PET have.

Svovldioxid

Ændring af energiscenarier med hensyn til emission af svovldioxid har væsentlig betydning for aluminiumsdåser og mindre betydning for de øvrige emballager.

For aluminiumsdåser er emissionen af svovldioxid lavest for stedspecifik el-produktion, noget højere for europæisk el-produktion og højest for dansk el-produktion.

For glasflaskerne vil emissionen baseret på europæisk energiproduktion være lidt lavere end for dansk el-produktion.

For ståldåser og PET-flasker vil dansk el-produktion give lidt højere emissioner end den europæiske el-produktion.

Ved europæisk el-produktion vil emissionerne være lavest for genpåfyldelige flasker af PET og af glas samt aluminiumsdåser. Dernæst kommer engangsflasker af glas, ståldåser og engangsflasker af PET.

Ved dansk el-produktion vil emissionerne være lavest for genpåfyldelige flasker af PET og glas. Dernæst kommer aluminiumsdåser, engangsflasker af glas, ståldåser og engangsflasker af PET.

Luftbåren radioaktivitet

Emissioner af luftbårne radioaktive stoffer er opgjort som aktiviteten af de enkelte radioaktive emissioner.

Ved dansk el-produktion vil emissionerne naturligt være meget lavere end ved europæisk el-produktion. Den stedspecifikke el-produktion varierer og ligger mellem disse med undtagelse af opgørelsen for aluminiumsdåser, der i høj grad er baseret på vandkraft.

For glasflaskerne og for genpåfyldelige PET-flasker udgør emissionerne fra den specifikke opgørelse omkring halvdelen af emissionerne baseret på europæisk el-produktion. For ståldåser og engangsflasker af PET er opgørelsen baseret på stedspecifik el-produktion lidt lavere end emissionerne baseret på europæisk el-produktion.

Ved europæisk el-produktion vil emissionerne være størst for dåser af aluminium og stål samt engangsflasker af PET. Noget lavere vil de være for engangsflasker af glas og lavest for genpåfyldelige flasker af glas og PET.

For dansk el-produktion vil emissionerne være lavest for genpåfyldelige flasker af glas og PET samt aluminiumsdåser og højere for engangsflasker af glas og PET samt ståldåser.

13.7.3 Vandbårne emissioner

COD

Mængden af organisk materiale målt som det kemiske energiforbrug er ikke afhængig af el-produktionen og har kun betydning for de genpåfyldelige flasker af glas og PET.

Vandbåren radioaktivitet

Emissioner af vandbårne radioaktive stoffer er opgjort som aktiviteten af de enkelte radioaktive emissioner.

Ved dansk el-produktion vil emissionerne naturligt være meget lavere end ved europæisk el-produktion. Den stedspecifikke el-produktion varierer og ligger mellem disse med undtagelse af opgørelsen for aluminiumsdåser.

For aluminiumsdåser er emission af radioaktive stoffer på samme niveau for den stedspecifikke opgørelse og opgørelsen baseret på europæisk el-produktion.

For glasflaskerne og for genpåfyldelige PET-flasker udgør emissionerne fra den specifikke opgørelse omkring halvdelen af emissionerne baseret på europæisk el-produktion. For ståldåser og engangsflasker af PET er opgørelsen baseret på stedspecifik el-produktion lidt lavere end emissionerne baseret på europæisk el-produktion.

Ved europæisk el-produktion vil emissionerne være størst for dåser af aluminium og stål samt engangsflasker af PET. Noget lavere vil de være for engangsflasker af glas og lavest for genpåfyldelige flasker af glas og PET.

For dansk el-produktion vil emissionerne være lavest for genpåfyldelige flasker af glas og PET samt aluminiumsdåser og lidt højere for engangsflasker af glas og PET samt ståldåser.

13.7.4 Affald

Industriaffald

Mængderne af industriaffald ændrer sig væsentligt afhængig af hvilken el-produktion der lægges til grund for opgørelsen af industriaffald. Dansk el-produktion medfører generelt større mængder affald end europæisk el-produktion - antagelig på grund af de relativt store mængder slagger, der fremkommer ved dansk el-produktion.

For dåser af aluminium fremkommer der større mængder industriaffald ved dansk el-produktion end ved den europæiske el-produktion, som igen er større end for den stedspecifikke el-produktion.

For ståldåser og flasker af PET ligger mængderne af industriaffald på samme niveau for den stedspecifikke el-produktion og den europæiske og disse to er noget lavere end for dansk el-produktion.

For glasflaskerne ligger mængderne af industriaffald på samme niveau eller lidt højere for den stedspecifikke el-produktion i forhold til den danske og disse to er højere end for europæisk el-produktion.

For europæisk el-produktion vil mængderne af industriaffald være mindst for genpåfyldelige PET-flasker og lidt højere for genpåfyldelige glasflasker. Engangsflasker af glas vil ligge noget højere og højest vil ligge dåser af aluminium og stål samt engangsflasker af PET.

Miljøfarligt affald

Mængden af miljøfarligt affald afhænger kun i meget ringe grad af hvilket scenarie el-produktionen er baseret på.

Radioaktivt affald

Mængden af radioaktivt affald varierer i begrænset omfang afhængig af hvilket scenarie el-produktionen er baseret på.

For genpåfyldelige flasker af glas og PET er der ingen ændring af betydning i affaldsmængderne.

For dåser af aluminium vil affaldsmængderne være på samme niveau for stedspecifik el-produktion og dansk el-produktion og noget højere for europæisk el-produktion.

For engangsflasker af glas og PET samt ståldåser ligger affaldsmængderne baseret på stedspecifik el-produktion og europæisk el-produktion på samme niveau og lidt højere end for dansk el-produktion.

13.7.5 Diskussion

Ændringer i el-produktionen har generelt betydning for de opgjorte luftbårne emissioner og lille betydning for de opgjorte vandbårne emissioner samt affald.

Luftbårne emissioner

Ændringer i el-produktion med hensyn til luftbårne emissioner vil have størst betydning for dåser af aluminium. For disse vil emissioner af kuldioxid samt svovldioxid blive større og emissionerne af radioaktive stoffer blive mindre, hvis el-produktionen baseres på dansk el.

Ved sammenligning af emissionerne for de øvrige emballager vil ændringer i el-produktion ikke ændre væsentligt i sammenstillingen baseret på stedspecifik el-produktion.

Vandbårne emissioner

Ændring af el-produktionen har igen betydning den organiske belastning opgjort som COD.

Ændring af el-produktion med hensyn til radioaktive emissioner har størst betydning for aluminiumsdåser. For disse vil emissionen af radioaktive stoffer blive mindre ved dansk el-fremstilling, men ikke ændre sig ved el-fremstilling baseret på europæisk gennemsnit.

Affald

Mængderne af industriaffald ændrer sig afhængig af hvilken el-produktion, der lægges til grund for opgørelsen af industriaffald. Dansk el-produktion medfører generelt større mængder affald end europæisk el-produktion - antagelig på grund af de relativt store mængder slagger, der fremkommer ved dansk el-produktion. Ændringerne har størst betydning for dåser af stål og aluminium samt engangsflasker af PET.

Mængden af miljøfarligt affald afhænger kun i ringe grad af el-produktionen og de opgjorte affaldsmængder påvirkes derfor ikke af betydning.

Mængden af radioaktivt affald påvirkes i begrænset omgang af ændringer i el-produktionen. Affaldsmængderne for genpåfyldelige glas og PET-flasker ændres ikke. For dåser af aluminium vil affaldsmængden blive lidt højere ved europæisk el-produktion. For de øvrige emballager vil dansk el-produktion medføre lidt mindre affaldsmængder.

14 Emballager til læskedrik

14.1 Introduktion

Formål

Der er gennemført en miljømæssig kortlægning af 6 udvalgte emballagesystemer for læskedrikke. Formålet er at sammenstille opgørelser af materialeforbrug, energiforbrug samt fremkomst af emissioner og affald, og på denne baggrund udpege miljømæssige ligheder og forskelle mellem de kortlagte systemer.

Systemer

Kortlægningen omfatter 6 systemer med i alt 10 emballager:

1: Det eksisterende danske retursystem for genpåfyldelige 25 cl klare glasflasker.

2: Et retursystem for 33 cl klare engangsflasker med materialegenvinding.

3: Et retursystem for 33 cl aluminiumsdåser med materialegenvinding.

4: Et retursystem for 50 cl aluminiumsdåser med materialegenvinding.

5: Et retursystem for 33 cl ståldåser (bimetaldåser, dåser med aluminiumlåg) med materialegenvinding.

6: Et retursystem for 50 cl ståldåser (bimetaldåser, dåser med aluminiumlåg) med materialegenvinding.

7: Et retursystem for 0,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

8: Et retursystem for 1,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

9: Et retursystem for 0,5 liter engangsflasker af PET, med materialegenvinding.

10: Et retursystem for 1,5 liter engangsflasker af PET, med materialegenvinding.

Kortlægning

Kortlægningen for hvert af de ti systemer omfatter en opgørelse af:

- Materialeforbrug
- Energiforbrug
- Emissioner til luft og vand
- Affaldsmængder

Kortlægningen er første trin i en livscyklusvurdering. De seks systemer er hver beskrevet i en række livscyklustrin, og opgørelser af materialeforbrug, energiforbrug, emissioner og affald følger disse livscyklustrin.

Metoden for kortlægningen er beskrevet i kapitel 3 og 4.

Kortlægningen af genpåfyldelige glasflasker til læskedrikke er detaljeret beskrevet i delrapport 1 og behandlet i kapitel 6. Det opstillede system, dets afgrænsning og de tilhørende forudsætninger er ligeledes anført i kapitel 6.

Kortlægningen af engangsflasker af glas er beskrevet i delrapport 2 og behandlet i kapitel 8, der er struktureret på samme måde som for genpåfyldelige glasflasker.

Kortlægning af aluminiumsdåser er behandlet i delrapport 3 og i kapitel 9.

Kortlægningen af ståldåser er behandlet i delrapport 4 og i kapitel 10.

Kortlægningen af genpåfyldelige PET-flasker er behandlet i delrapport 5 og i kapitel 11.

Kortlægningen af engangsflasker af PET er behandlet i delrapport 6 og i kapitel 12.

14.1.1 Emballagesystemerne

Funktionel enhed

En af de væsentligste funktioner for emballager til læskedrik er at sikre en hensigtsmæssig distribution af produktet, - læskedrik. Derfor er distribution af et bestemt volumen valgt som "den funktionelle enhed".

Det antages, at de øvrige krav til emballagerne opfyldes af alle emballagerne, fx. holdbarhed af produktet i en given tidsperiode, modstandsdygtighed under transport, salgsfremmende for produktet, at emballagen ikke påvirker produktets kvalitet (smag), at emballagens bestanddele ikke diffunderer ind i produktet etc.

Kortlægningen er gennemført på basis af 1.000 liter distribueret produkt. Dette betegnes som den funktionelle enhed.

At det er 1.000 liter og ikke 1 liter, der er valgt, er alene af hensyn til at opnå rimelige størrelsesordener for kortlægningens resultater.

Udgangspunkt

For den genpåfyldelige glasflaske og den genpåfyldelige PET-flaske er der taget udgangspunkt i de eksisterende systemer i Danmark.

For engangsflasken af glas er der taget udgangspunkt i en engangsflaske, som muligvis ville blive anvendt i et dansk retursystem for engangsflasker, (Holmegaards Glasværker, 1993). Dertil er der forudsat et indsamlingssystem med pant, hvor 90% af flaskerne returneres fra forbrugeren med henblik på materialegenvinding.

For aluminiumsdåser er der taget udgangspunkt i svensk produktion af dåser. For ståldåser er der taget udgangspunkt i generelle europæiske oplysninger om produktion af ståldåser med låg af aluminium. For begge dåsetyper er der forudsat et indsamlingssystem med pant, hvor 90% af dåserne returneres og genvindes.

For engangsflasken af PET er der taget udgangspunkt i en engangsflaske, som anvendes i bl.a. England og Sverige (Boustead, 1993 og Sundström, 1990). Dertil er der forudsat et indsamlingssystem med pant, hvor 90% af flaskerne returneres fra forbrugeren med henblik på materialegenvinding.

Returprocenter

Returprocenten er den andel af emballagerne, der returneres fra forbrugeren til detailhandel eller afleveres til andet indsamlingssystem, hvorefter emballagerne enten genpåfyldes eller materialegenvindes.

Genbrugsprocenten for returflasker er den andel af den distribuerede mængde, som genpåfyldes.

Forudsætningen for de anvendte returprocenter er kort opridset i afsnit 13.1.1.

I tabel 14.1 er vist en oversigt over de forudsatte retur- og genbrugsprocenter for de seks emballagesystemer.

Emballagetype	Returprocent	Genbrugsprocent
Genpåfyldelige klare læskedriksflasker af klart glas, 25 cl	98,5	97
Engangsflasker af klart glas til læskedrikke, 33 cl	90	--
Aluminiumsdåser til øl og læskedrikke,		
- 33 cl	90	--
- 50 cl	90	--
Ståldåser til øl og læskedrikke,		
- 33 cl	90	--
- 50 cl	90	--
Genpåfyldelige læskedriksflasker af PET,		
- 0,5 liter	98,5	95
- 1,5 liter	98,5	95
Engangsflasker af PET til læskedrikke,		
- 0,5 liter	90	--
- 1,5 liter	90	--

Tabel 14.1
Oversigt over returprocenter og genbrugsprocenter for emballager til læskedrikke.

14.1.2 Kortlægning

Den miljømæssige kortlægning er opbygget af en række elementer, der er beskrevet i afsnit 13.1.2 samt i kapitel 3.

14.1.3 Allokering

Når en livscyklus for et produkt og miljøbelastningen fra dette produkt betragtes isoleret fra andre produkter opstår der ofte problemer, da systemer og processer hænger sammen. Det er nødvendigt teoretisk at "opdele" systemerne og fordele miljøbelastningen mellem det produkt, der betragtes, og den omgivne verden. Denne fordeling kaldes allokering.

For en kort beskrivelse henvises der til afsnit 13.1.3. I kapitel 4 er der redegjort for de ind og udgående strømme, som er relevante i relation til overvejelser omkring allokering.

I tabel 14.2 er vist en oversigt over opstillede situationer for de enkelte emballagesystemer. En mere detaljeret beskrivelse er anført i afsnit 4.3.

I tabel 14.3 er vist en beregning af det direkte energiforbrug, - energiforbruget til processer og transport for hvert emballagesystem.

Emballagetype	Allokeringsproblem	Mindst miljøbelastende situation	Mest miljøbelastende situation	Den valgte situation
Genpåfyldelig glasflaske klar, 25 cl	Systemet giver et overskud af skår, der kan anvendes i andre systemer.	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Dette svarer til,at alle skår, der indsamles i systemet, anvendes og erstatter dermed råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	Cut-off: Systemet tilgodeskrives ikke for de tiloversblevne skår. Hele affaldsmængden tilskrives systemet.	50/50: Tiloversblevne skår anvendes i andre systemer. Der tilgodeskrives 50% af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer til disse skår. 50% af den endelige affaldsdeponering af de tiloversblevne skår medregnes.
Engangsflaske af glas, klar 33 cl	Systemet giver et overskud af skår, der kan anvendes i andre systemer.	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	Cut-off: Systemet tilgodeskrives ikke for de tiloversblevne skår. Hele affaldsmængden tilskrives systemet.	50/50: Tiloversblevne skår anvendes i andre systemer. Der tilgodeskrives 50% af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer til disse skår. 50% af den endelige affaldsdeponering af de tiloversblevne skår medregnes.
Aluminiumsdåse, 33 cl og 50 cl	Der tilføres sekundært aluminium fra andre systemer	Cut-off: Tilført sekundært aluminium er "gratis". Alt affald tilregnes systemet	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	50/50: For den tilført sekundære alu. tillægges 50% miljøbelastning fra udvinding af oprindelige råmaterialer og fratrækkes 50% miljøbelastning fra affaldsbortskaffelse af den sek. alu..
Ståldåse, 33 cl og 50 cl	Der tilføres stålskrot og sekundært aluminium fra andre systemer	Cut-off: Tilført stål-skrot og sekundært aluminium er "gratis". Alt affald tilregnes systemet	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer. Alt affald tilregnes systemet.	50/50: For den tilførte stål-skrot og sekundære alu. tillægges 50% miljøbelastning fra udvinding af oprindelige råmaterialer og fratrækkes 50% miljøbelastning fra affaldsbortskaffelse af tilført skrot og sekundære alu..
Genpåfyldelig flaske af PET og engangsflaske af PET, 50 cl og 150 cl	Der fremkommer sekundært PET, der kan anvendes i andre systemer / forbrændes	Karlsson: Spild fra systemet erstattes af nye råvarer, og kun affaldsforbrænding af dette spild tilgodeskrives systemet.	Cut-off: Systemet tilgodeskrives ikke for det tiloversblevne PET, da det anvendes til andre produkter. Hele affaldsmængden tilskrives systemet.	Delvis 50/50: 100% af den primære udvinding tilskrives systemet 50% af energigenvindingen fra forbrænding af det sekundære PET allokeres til systemet.

Tabel 14.2 Oversigt over anvendte allokeringsprincipper for de opstillede situationer.

Som de ses af tabel 14.4 i afsnit 14.1.6 er variationen i de opgjorte energiforbrug for de 3 allokeringsformer mest betydende for PET-flaskerne.

Afhængig af hvorledes energiindholdet i det returnerede, ikke anvendelige PET allokeres, er variationen op til 50% for engangsflasker af PET. For de genpåfyldelige flasker ligger variationen på omkring 20%.

For dåserne har det betydning, om der anvendes sekundært materiale, og hvorledes miljøbelastningen fra udvinding og oparbejdning af især aluminium tilskrives systemet. Valg af allokeringsform betyder derfor mere for dåser af aluminium end for dåser af stål med aluminiumlåg.

For flasker af glas har valg af allokeringsform meget ringe betydning for det samlede energiforbrug.

Allokeringsmetoden kan have større betydning for andre parametre som fx. materialeforbrug, emissioner til luft og vand samt affald. Det skønnes, at variationerne kan være på op til 50% for PET-flaskerne og 25% for dåserne, men der er ikke gennemført beregninger for at afklare dette.

14.1.4 Forudsætninger og antagelser

For forudsætninger og antagelser henvises der til afsnit 13.1.4.

Data vedrørende PET-flasker er indsamlet i anden halvdel af 1993.

For emballagesystemerne for genpåfyldelige PET-flasker er dataindsamlingen baseret på oplysninger om aktuelle produktionsforhold på konkrete anlæg og for konkrete aktiviteter.

For systemerne med engangsflasker af PET er der taget udgangspunkt i data fra de eksisterende retursystemer for genpåfyldelige flasker og foretaget tilpasninger til engangsemballagerne, da der ikke eksisterer retursystemer for engangsemballager i Danmark i dag.

14.1.5 Udeladelser

I kortlægningen er der en række forhold, som er udeladt af forskellige årsager. Der henvises til afsnit 13.1.5.

14.1.6 Variation og usikkerhed

Kortlægningens resultater er dels behæftet med en vis usikkerhed på grund af datakvalitet og dels på grund af usikkerhed ved fastlæggelse og beskrivelse af systemet. Dette er beskrevet i afsnit 13.1.6.

De enkelte følsomhedsanalyser er beskrevet i afsnittene 6.3, 8.3, 9.3, 10.3, 11.3 og 12.3. Hovedresultaterne er gengivet i tabel 14.3 samme med beregningerne for allokering.

Emballage	Følsomheds-analyse	Allokering	Statistisk usikkerhed	Yderste konsekvens af følsomhedsanalyser, allokering og usikkerheder Min.	Max.
Genpåfyldelig glasflaske, 25 cl	÷20% til +25%	÷0,3% til +0,3%	±26%	-41%	+58%
Engangsflaske af klart glas, 33 cl	÷10% til +20%	÷3,2 % til +3,2	±14%	-25%	+41%
Aluminiumsdåse, 33 cl	÷15% til +15%	÷6,8% til +6,8%	±19%	-36%	+46%
Aluminiumsdåse, 50 cl	÷15% til +15%	÷9,1% til +9,1%	±20%	-38%	+50%
Ståldåse, 33 cl	÷5% til +5%	÷13,1% til +0,2%	±16%	-31%	+22%
Ståldåse, 50 cl	÷5% til +5%	÷12,4% til 0,3%	±16%	-30%	+22%
Genpåfyldelig PET-flaske, 50 cl	÷5% til +30%	÷16,6% til +3,9%	±28%	-43%	+73%
Genpåfyldelig PET-flaske, 150 cl	÷5% til +30%	÷18,0% til +4,2%	±30%	-45%	+76%
Engangsflaske af PET, 50 cl	÷15% til +5%	÷53% til +13,1%	±39%	-76%	+65%
Engangsflaske af PET, 150 cl	÷15% til +5%	÷42% til +11,1%	±36%	-68%	+59%

Tabel 14.3
Resultat af systemændringer og usikkerheders betydning for det direkte energiforbrug. Emballager til læskedrik.

Materialeforbrug, energi og emissioner samt affald kan for det enkelte system ændres, når fx. returprocent eller emballagevægt ændres. Disse ændringers betydning for det direkte energiforbrug er undersøgt - se tabel 14.2.

Følsomhedsanalyserne viser, at de undersøgte ændringer i de beskrevne systemer har størst betydning for det samlede energiforbrug for genpåfyldelige flasker af glas og PET.

Ændringer i allokeringsprincipper har størst betydning for energiforbruget for engangsflasker af PET.

Yderste konsekvens af variationer

Hvis man tager højde for alle tre variationsmuligheder: følsomhedsanalyser, allokering og statistisk usikkerhed, vil den samlede variationsbredde være en kombination af de tre. De yderste konsekvenser af alle tre variationsmuligheder er vist i de to sidste kolonner i tabellen - det er ikke statistisk korrekt at udregne minimum og maximum på denne måde, men det giver et indtryk af, hvor stor den samlede variation på data faktisk er.

Den samlede vurdering af de undersøgte "system-ændringer" og usikkerheder viser, det direkte energiforbrug kan forskydes med op til 70% i nedadgående eller opadgående retning.

14.2 Materialeforbrug

14.2.1 Emballagemængder

Emballagerne er fremstillet af forskellige materialer og har forskellig vægt. De væsentligste materialer til distribution af 1.000 liter, fra tapperi til detailhandel/forbruger er vist i tabel 14.4.

Hovedmaterialerne i form af glas og PET til flaskerne samt aluminium og stål til dåserne er opgjort. Ligeledes er forbruget til skruelåg, kapsler, etiketter, kartonbakker m.v. opgjort. For disse materialer er råvareforbruget til fremstilling opgjort (se afsnit 14.2.2).

	Emballagevægt pr. stk.	Hovedmateriale		Øvrige materialer	
Genpåfyldelig glasflaske, 25 cl	265 gram	Glas:	1.060 kg	Kapsler Kapselindlæg Etiketter Kasser	8,09 kg 0,76 kg 2,94 kg 0,65 kg
Engangsflaske 33 cl	160 gram	Glas:	485 kg	Skruelåg Etiketter Kartonbakker Krympefolie	9,27 kg 5,0 kg 25,3 kg 2,53 kg
Aluminiumsdåse 33 cl	15,0 gram	Aluminium	45,5 kg	Kartonbakker Hi-Cone	25,3 kg 1,67 kg
Aluminiumsdåse 50 cl	18,75 gram	Aluminium	37,5 kg	Kartonbakker Hi-Cone	16,7 kg 1,10 kg
Ståldåse 33 cl	28,4 gram	Stål Aluminium	74,2 kg 11,8 kg	Kartonbakker Hi-Cone	25,3 kg 1,67 kg
Ståldåse 50 cl	36,6 gram	Stål Aluminium	65,3 kg 7,8 kg	Kartonbakker Hi-Cone	16,7 kg 1,10 kg
Genpåfyldelig PET-flaske, 0,5 liter	52 gram	PET	104 kg	Skruelåg Etiketter Plastkasse	5,6 kg 1,47 kg 0,33 kg
Genpåfyldelig PET-flaske, 1,5 liter	103 gram	PET	68,7 kg	Skruelåg Etiketter Plastkasser	1,87 kg 0,88 kg 0,44 kg
Engangsflaske af PET, 0,5 liter	25 gram	PET	50 kg	Skruelåg Etiketter Kartonkasser	5,6 kg 1,47 kg 50 kg
Engangsflaske af PET, 1,5 liter	42 gram	PET	28 kg	Skruelåg Etiketter Kartonkasser	1,87 kg 0,88 kg 56 kg

Tabel 14.4
Emballagemængder til distribution af 1.000 liter læskedrik.

Materialeforbruget til transportemballagen i form af plastkasser og kartonbakker er ligeledes opgjort. Krympefolie er en del af transportemballagen for engangsflasker af glas, mens dåserne sammenholdes af Hi-Cone (en folie, der samler 6 dåser). For disse materialer er råvareforbruget til fremstilling opgjort (se afsnit 14.2.2).

Det samlede forbrug af emballagemateriale til distribution af 1.000 liter er en blanding af nyfremstillet materiale og oparbejdet materiale.

14.2.2 Råvareforbrug

Råvareforbruget og andet materialeforbrug til distribution af 1.000 liter læskedrik er opgjort for hele livscyklus for de 10 emballager.

I tabel 14.5 er en oversigt over de mest betydende forbrug af råmaterialer og hjælpestoffer ved distribution af 1.000 liter læskedrik samlet. Endvidere er der givet en oversigt over de materialemængder, der indsamles med henblik på genvinding, de anvendte oparbejdede materialemængder samt materialer relateret til energifremstilling.

De samlede forbrug af råvarer til hovedmaterialer (glas, aluminium, stål og PET), øvrige materialer, hjælpestoffer samt fremkomne genanvendelige materialer og anvendte oparbejdede materialer er vist i figur 14.1. Datagrundlaget for figur 14.1 er de data, som er vist i tabel 14.5. I figur 14.1 er mængden af forskellige materialer summeret uanset art.

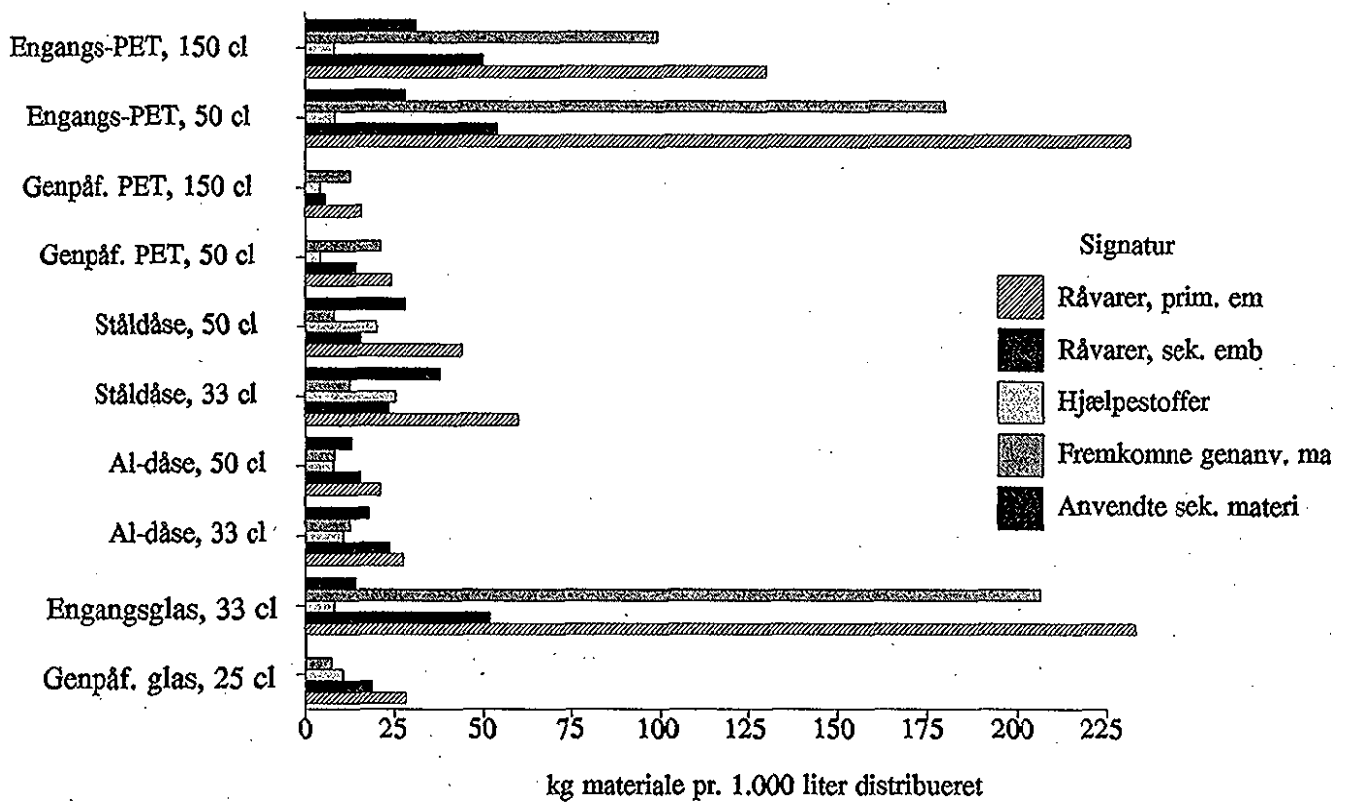
Emballager til distribution af 1.000 liter	Usikkerhed	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser		Genpåfyldelige PET-flasker		Engangsflasker af PET	
		Genpåfyld., 25 cl	Engangs, 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl	0,5 liter	1,5 liter	0,5 liter	1,5 liter
Råvareforbrug til hovedmaterialer (glas, aluminium, stål og PET)											
Sand	5%	14,3 kg	92,4 kg								
Kalksten	5%	3,9 kg	32,6 kg								
Kalk	5%	4,5 kg	39,2 kg								
Salt	5%	4,4 kg	36,5 kg								
Feldspat	5%	1,1 kg	32,6 kg								
Bauxit	25%			27,3 kg	21,1 kg	38,4 kg	25,3 kg				
Jernmalm	25%					21,3 kg	18,4 kg				
Råolie	25%							21,1 kg	13,9 kg	203 kg	114 kg
Ilt	25%							2,8 kg	1,8 kg	27 kg	15 kg
Brint	25%							0,12 kg	0,08 kg	1,2 kg	0,7 kg
Råvareforbrug til øvrige materialer											
Hvidblik	25%	8,2 kg									
Skrot	25%	1,4 kg									
Råolie	25%	4,3 kg	23,4 kg	3,3 kg	2,1 kg	3,3 kg	2,1 kg	12,0 kg	4,4 kg	11,7 kg	3,9 kg
Træ	25%	4,7 kg	28,5 kg	20,2 kg	13,3 kg	20,2 kg	13,3 kg	2,3 kg	1,4 kg	42 kg	46 kg
Forbrug af hjælpestoffer											
Sæbe	5%	1,2 kg	0,7 kg					0,08 kg	0,08 kg	0,08 kg	0,08 kg
Natriumhydroxid	5%	7,6 kg	0,3 kg					3,3 kg	3,3 kg	0,42 kg	0,44 kg
Svovlsyre	25%	0,5 kg	0,2 kg								
Kaolin og binder	10% (*)	0,7 kg	3,5 kg	2,2 kg	1,5 kg	2,2 kg	1,5 kg	0,2 kg	0,4 kg	4,8 kg	5,1 kg
Kalksten	10%			0,7 kg	0,6 kg	4,9 kg	4,1 kg				
Stensalt	10%			1,8 kg	1,4 kg	2,5 kg	1,7 kg				
Anodemateriale	10%			2,4 kg	1,9 kg	3,3 kg	2,3 kg				
Tin	10%					0,5 kg	0,5 kg				
Kul/koks	10%					9,2 kg	7,9 kg				

Fortsættes

Emballager til distribution af 1.000 liter	Usikkerhed	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser		Genpåfyldelige PET-flasker		Engangsflasker af PET	
		Genpåfyld., 33 cl	Engangs, 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl	0,5 liter	1,5 liter	0,5 liter	1,5 liter
Forbrug af hjælpestoffer											
Øvrige hjælpestoffer	10%	0,6 kg	3,5 kg	3,5 kg	2,6 kg	2,6 kg	1,9 kg	0,82 kg	0,49 kg	3,1 kg	2,5
Vand	10% (*)	3,0 m³	1,8 m³	0,8 m³	0,5 m³	0,8 m³	0,5 m³	0,3 m³	0,2 m³	1,6 m³	1,7 m³
Fremkomne genanvendelige materialer											
Skår	5%	7,4 kg	194 kg								
Plastkasser	25%	0,33 kg									
Kartonbakker	25%		12,6 kg	12,6 kg	8,3 kg	12,6 kg	8,3 kg				
Sideprodukter fra PET-fremst.								17,9 kg	11,8 kg	177 kg	98 kg
Polypropylen	25%							3,0 kg	1,0 kg	3,0 kg	1,0 kg
Anvendte oparbejdede materialer											
Skår	5%										
Returpapir	25%		14,2 kg	14,2 kg	9,3 kg	14,2 kg	9,3 kg				
Sekundært aluminium	25%			3,7 kg	3,7 kg	8,7 kg	5,8 kg			28 kg	31 kg
Sekundært jern	25%					14,9 kg	12,9 kg				
Materialer til energifremstilling											
Kalk	50%	1,9 kg	2,9 kg	2,2 kg	1,7 kg	4,0 kg	3,1 kg				
Vand	50%	3,9 m³	6,3 m³	4,6 m³	3,5 m³	11,1 m³	8,7 m³	3,2 m³	2,2 m³	13,5 m³	8,6 m³
Undgåede materialer som følge af udnyttelse af energi fra forbrænding											
Kalk	50%	0,1 kg	1,5 kg	0,8 kg	0,6 kg	0,7 kg	0,5 kg				
Vand	50%	0,3 m³	4,4 m³	2,4 m³	1,7 m³	2,0 m³	1,3 m³	1,6 m³	0,8 m³	9,8 m³	6,7m³

(*) : for glasemballagerne er usikkerheden 25%

Tabel 14.5 Oversigt over materialeforbrug for emballager til læskedrik ved distribution af 1.000 liter.



Figur 14.1
Samlede materialeforbrug til fremstilling af flasker og dåser til emballager til læskedrik ved distribution af 1.000 liter.

14.2.3 Diskussion

Forbruget af råmaterialer og hjælpematerialer er af forskellig type for emballager af glas, PET, aluminium og stål. Mængderne er ligeledes varierende.

Hovedmaterialer

Glasemballagerne fremstilles primært af sand, kalk, salt og feldspat, som er ressourcer, der findes i relativt store mængder og med en meget lang forsyningshorisont (over 500 år).

Til dåserne anvendes aluminium og stål, som er ressourcer, der findes i betydelige mængder og med en relativ lang forsyningshorisont (200 til 250 år). Tin har en meget kort forsyningshorisont (under 50 år).

Flaskerne af PET fremstilles ud fra råolie, der har en relativ kort forsyningshorisont (mindre end 50 år).

Mængden af forbrugte råmaterialer til den primære emballage er stor for engangsflasker af glas og PET. I disse systemer fremkommer også betydelige mængder materialer. For glasflaskernes vedkommende er det skår, som anvendes i andre systemer og derfor nyttiggøres. Ved fremstilling af PET fremkommer store mængder sideprodukter, der ikke i det anvendte datagrundlag er specificeret, - men det antages, at disse sideprodukter finder anvendelse inden for den petrokemiske industri og således nyttiggøres.

Når der tages hensyn til de fremkomne materialer, og at de anvendte råmaterialer har forskellig forsyningshorisont, er det ikke muligt umiddelbart at sammenligne forbruget af råmaterialer for de 10 emballager og udpege den med det mindste henholdsvis det største forbrug.

Øvrige emballager

Øvrige emballager omfatter for genpåfyldelige glasflasker kapsler, etiketter samt plastkasser. For genpåfyldelige PET-flasker omfattes skruelåg, etiketter og plastkasser. For engangsflasker af glas omfatter de øvrige emballager skruelåg, etiketter og kartonbakker samt krympefolie. Det samme er tilfældet for PET-flasker, bortset fra at de emballeres i kartonkasser uden krympefolie. For dåserne omfatter øvrige emballager kartonbakker og Hi-Cone.

Forbruget af øvrige emballager er størst for engangsflasker af PET og glas og noget mindre for de øvrige.

Hjælpestoffer

Som det fremgår af tabel 14.5 er forbruget af hjælpestoffer af meget forskellig art for de forskellige emballagetyper og kan ikke sammenstilles.

Fremkomne materialer

De væsentligste fremkomne materialer er glasskår fra engangsflasker af glas samt sideprodukter fra fremstilling af PET, der mængdemæssigt især har betydning for engangsflasker af PET. De fremkomne skår er delvist godskrevet i materialeopgørelsen, jf. de anvendte allokeringsprincipper. Dette har ikke været muligt for sideprodukterne fra PET-fremstillingen, da disse ikke er specificeret.

Derudover indsamles kasserede plastkasser og skruelåg, der kan genvindes til samme eller andre formål. Det er ligeledes forudsat at en del af de anvendte kartonbakker indsamles med henblik på genanvendelse. Denne materialemængde er ikke medregnet i den samlede materialegodtgørelse, da det ikke vides, om det genvundne materiale er af en tilstrækkelig god kvalitet til at fremstille nye kartonbakker af.

Sekundære materialer

Til dåserne anvendes sekundært aluminium og stålskrot, der har været anvendt til andre produkter før. For disse to materialer er medregnet halvdelen af miljøbelastningen fra udvinding og fremstilling af nye materialer fra andre systemer.

Til fremstilling af kartonbakker og -kasser medgår en vis mængde returpapir. Der er ikke foretaget allokering for, at dette returpapir er blevet fremstillet af nye materialer tidligere.

Energifremstilling

Til fremstilling af primær energi medgår materialer. Energiressourcerne er typemæssigt ikke væsentligt forskelligt for de 10 emballager.

Samlet forbrug

Da forbruget af materialer for de 10 emballager er meget forskelligt, er en sammenstilling ikke mulig.

14.3 Direkte energiforbrug

14.3.1 Introduktion

En opgørelse af det direkte energiforbrug omfatter en opgørelse af den energi, der er medgået direkte til processer og transport i hele produktets livscyklus.

Energiindhold i materialer

Alle materialer indeholder energi, - materialets enthalpi, som enten kan bibeholdes gennem livscyklus ved at materialet ikke ændrer tilstand, eller som kan indgå i energiregnskabet, fordi materialet ændrer tilstand ved fx. forbrænding.

Energiindholdet i materialer er medtaget i opgørelsen af det direkte energiforbrug for følgende materialer:

- Aluminium,
- PET,
- Papir og karton til etiketter og kasser,
- PE og PP til kapselindlæg, skruelåg, kasser samt krympe-folie.

Disse materialer forbrændes i et vist omfang og derfor er energiindholdet opgjort som den nedre brændværdi for det respektive materiale.

Energiindholdet i PET er af stor betydning, da det er forudsat at det indsamlede PET efter anvendelse i et andet produktsystem (fx. havemøbler) ender på et forbrændingsanlæg. 50% af den energi, der fremkommer på forbrændingsanlægget, tilgodeskrives systemet for PET-flasker.

Desuden er energiindholdet i anvendte sekundære materialer vurderet og opgjort. I nærværende kortlægning er medtaget energiindholdet for den sekundære aluminium, der tilføres.

Der er set bort fra energiindholdet i materialerne glas og stål, da disse materialer ikke omsættes ved forbrænding.

Procesenergi

Energiforbruget for de enkelte procestrin for en emballage er opgjort, og det er kortlagt, hvilke energityper i form af el, olie, kul og gas, der er anvendt.

Transportenergi

Forbruget af energi til transport er opgjort ud fra kortlægning af transportafstand, transportmiddel og transporteret mængde. Des-uden er der fastsat en "gennemsnitlig" transportkapacitet, der angiver de transporterede mængder i forhold til de optimalt mulige. Antagelser og forudsætninger for transportopgørelser er nærmere beskrevet i delrapport 7.

Forbrænding

Affaldsforbrænding udgør en væsentlig del af affaldsbortskaffelsen, og som følge deraf vil der ved affaldsbehandling blive udviklet energi, der kan nyttiggøres.

Der er taget udgangspunkt i at 80% af dagrenovationen bortskaffes ved affaldsforbrænding, og at der på et gennemsnitligt dansk affaldsforbrændingsanlæg er etableret energigenvinding i form af kraft/-varmeproduktion, der som dansk gennemsnit har en kraft/varmeeffektivitet på 77%.

14.3.2 Energiopgørelse

Det samlede direkte energiforbrug for hver emballage er blevet kortlagt. I kortlægningen er medregnet energiindhold i materialer, energiforbruget til processer og transport. Udviklet energi ved forbrænding er modregnet.

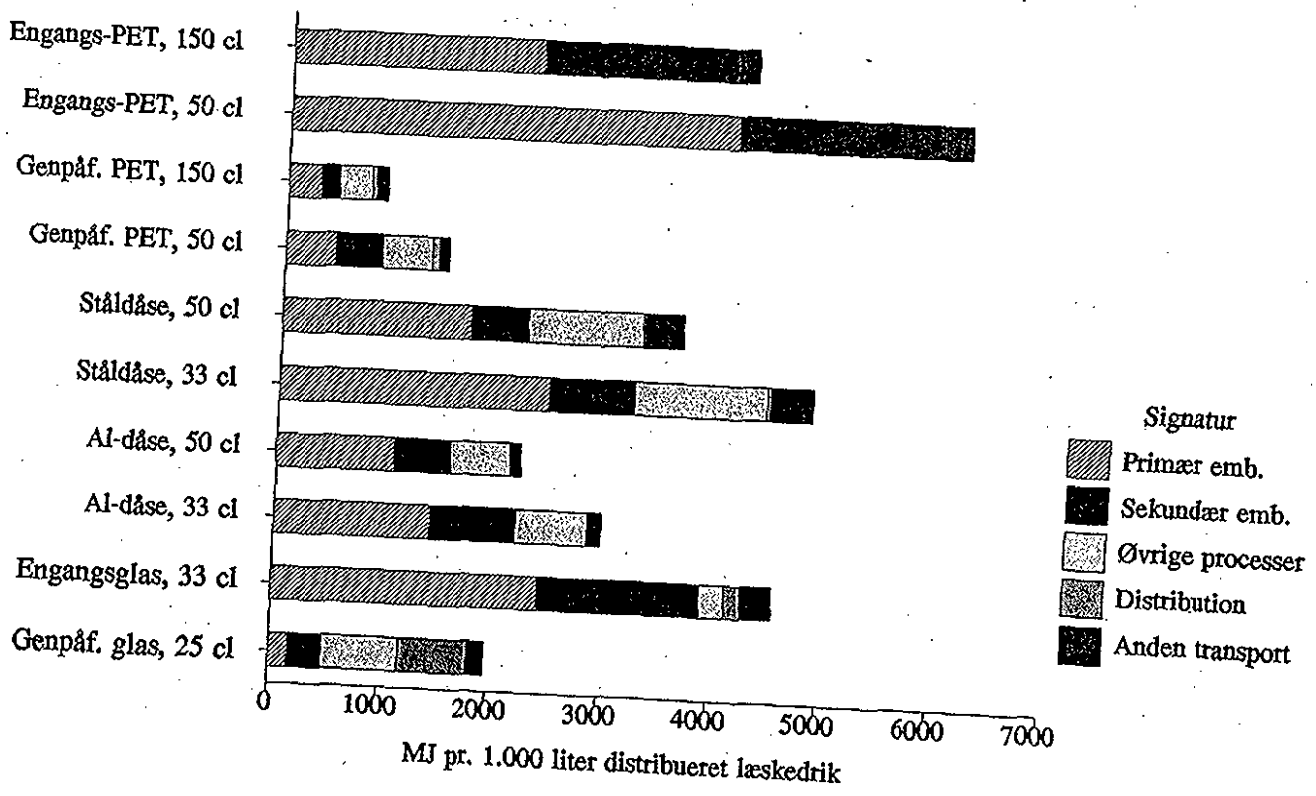
Opgørelsen af det direkte energiforbrug er vist i tabel 14.6 for de 10 emballager sammen med resultatet af usikkerhedsberegningerne.

Hovedtallene fra tabel 14.6 er illustreret i figur 14.2. I figuren er vist energiforbruget til råvareproduktion og emballageproduktion samlet under hovedmaterialet (glas, aluminium, stål). Desuden opgøres energiforbruget til etiketter, kapsler, Hi-Cone, kasser og bakker.

Øvrige processer omfatter energiforbruget til tapning, forbrug, genvinding og bortskaffelse. Derudover er vist energiforbruget til distribution og al anden transport samlet.

Energiforbrug for *distribution* af 1.000 liter	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser		Genpåfyldelige PET-flasker		Engangsflasker af PET	
	Genpåfyld. 25 cl	Engangs, 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl	0,5 liter	1,5 liter	0,5 liter	1,5 liter
Processer										
Råvareproduktion	32,1 MJ	259,8 MJ	818,8 MJ	675,6 MJ	1.892,1 MJ	1.363,3 MJ	410,7 MJ	271,1 MJ	3.948,7 MJ	2.211,3 MJ
Emballageproduktion	142,1 MJ	2.167,3 MJ	604,0 MJ	398,0 MJ	565,0 MJ	365,0 MJ	52,0 MJ	34,3 MJ	131,0 MJ	73,4 MJ
Tapning	640,0 MJ	180,0 MJ	55,0 MJ	55,0 MJ	55,0 MJ	55,0 MJ	544,0 MJ	357,3 MJ	84,0 MJ	84,0 MJ
Forbrug	47,7 MJ	21,8 MJ	0,6 MJ	0,5 MJ	0,6 MJ	0,5 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ
Genvinding	0,3 MJ	13,9 MJ	680,0 MJ	561,3 MJ	1.177,7 MJ	1.008,9 MJ	0,2 MJ	0,1 MJ	2,7 MJ	1,5 MJ
Bortskaffelse	1,8 MJ	5,6 MJ	-89,0 MJ	- 73,0 MJ	-22,6 MJ	-15,0 MJ	-89,3 MJ	-59,0 MJ	-814,9 MJ	-456,3 MJ
Fremstilling af:										
Etiketter	133,3 MJ	231,9 MJ					64,0 MJ	38,3 MJ	63,2 MJ	37,9 MJ
Kapsler/skruelåg	151,9 MJ	412,5 MJ					349,8 MJ	116,6 MJ	349,8 MJ	116,6 MJ
Hi-Cone			49,5 MJ	32,7 MJ	49,5 MJ	32,7 MJ				
Plastkasser	34,7 MJ						4,6 MJ	6,2 MJ		
Kartonbakker		732,3 MJ	732,3 MJ	483,3 MJ	732,3 MJ	483,3 MJ			1.450,0 MJ	1.611,0 MJ
Krympefolie		96,9 MJ								
Transport										
Distribution	631,5 MJ	146,6 MJ	13,7 MJ	11,3 MJ	26,0 MJ	22,1 MJ	61,3 MJ	40,5 MJ	15,1 MJ	8,5 MJ
Anden transport	159,8 MJ	295,3 MJ	115,3 MJ	86,6 MJ	287,1 MJ	3.550 MJ	93,0 MJ	104,3 MJ	240,7 MJ	178, 9 MJ
Samlet energiforbrug	1.980 MJ	4.560 MJ	2.980 MJ	2.230 MJ	4.760 MJ	4.300 MJ	1.490 MJ	910 MJ	5.470 MJ	3.870 MJ
Usikkerhed	26%	14%	19%	20%	16%	16%	28%	30%	39%	36%
Usikkerhedsinterval	1.460-2.500 MJ	3.930-5.190 MJ	2.410-3.550 MJ	1.790-2.670 MJ	4.020-5.500 MJ	3.000-4.100 MJ	1.080-1.900 MJ	640-1.180 MJ	3.330-7.610 MJ	2.480-5.260 MJ

Tabel 14.7: Oversigt over det direkte energiforbrug for emballager til læskedrik til distribution af 1.000 liter.



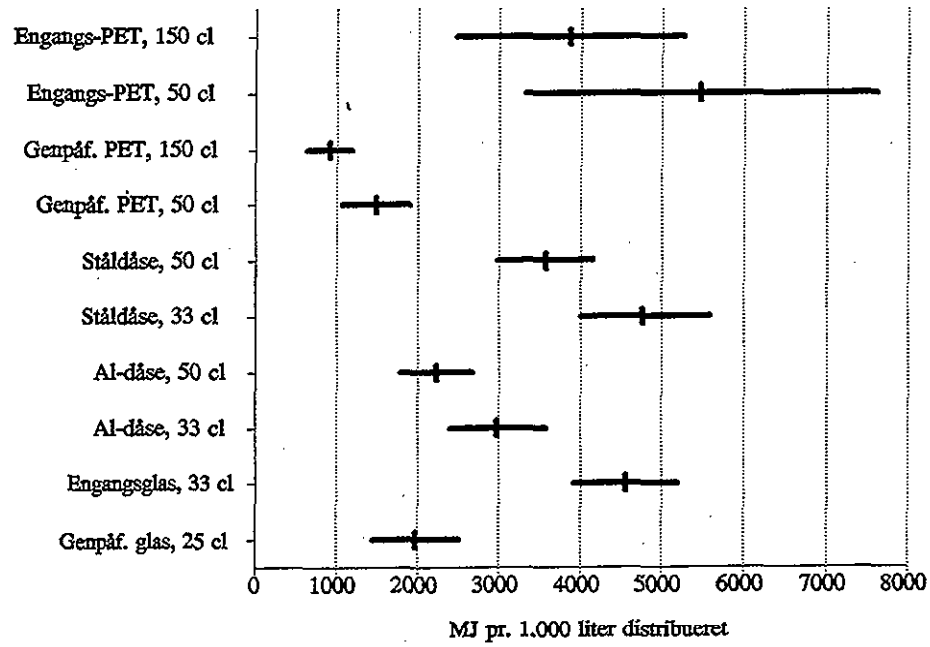
Figur 14.2
Oversigt over samlet direkte energiforbrug ved anvendelse af flasker og dåser til emballage for læskedrik ved distribution af 1.000 liter.

Af figur 14.2 fremgår det, at energiforbruget til fremstilling af flasker og dåser er størst for engangsflasker af PET, men også er af væsentlig betydning for engangsflasker af glas samt dåser af stål.

Energiforbruget til den sekundære emballage er især stort for engangsflasker af PET og glas, da det for disse systemer er antaget, at flaskerne transporteres i kartonkasser.

Energiforbruget til distribution er relativt stort for genpåfyldelige flasker af glas, noget mindre for engangsflasker af glas og meget beskedent for de øvrige emballager.

I figur 14.3 er vist usikkerheden på de samlede opgørelser af det direkte energiforbrug for de 10 emballager.



Figur 14.3
Opgørelse af det direkte energiforbrug for 10 emballager ved distribution af 1.000 liter læskedrik og usikkerheden på opgørelserne.

I figur 14.3 er illustreret det beregnede usikkerhedsinterval for hver opgørelse af det direkte energiforbrug. Usikkerheden på hver opgørelse er beregnet i bilag 2.

Af figur 14.3 fremgår det, at energiforbruget til genpåfyldelige PET-flasker er mindre end til engangsflasker af glas, 33 cl aluminiumsdåser, ståldåser (33 og 50 cl) samt engangs-PET-flasker (0,5 og 1,5 liter.

De genpåfyldelige glasflasker har et mindre energiforbrug end engangsglasflasker, ståldåser (33 og 50 cl) samt 50 cl engangsflasker af PET.

De genpåfyldelige glasflasker ligger på niveau med dåser af aluminium (33 og 50 cl) og 50 cl genpåfyldelige PET-flasker og har et større energiforbrug end 150 cl genpåfyldelige PET-flasker.

14.3.3 Energityper

Forbruget af forskellige energityper (olie, gas, el m.v) til de enkelte emballager afhænger af produktionsformen for emballagen og af hvilket land eller del af verden, elektricitetsforbruget forekommer.

Det direkte energiforbrug er opgjort på energityper, dog er energiindhold i materialer og forbrændingsenergien på affaldsforbrændingsanlæg opgjort for sig.

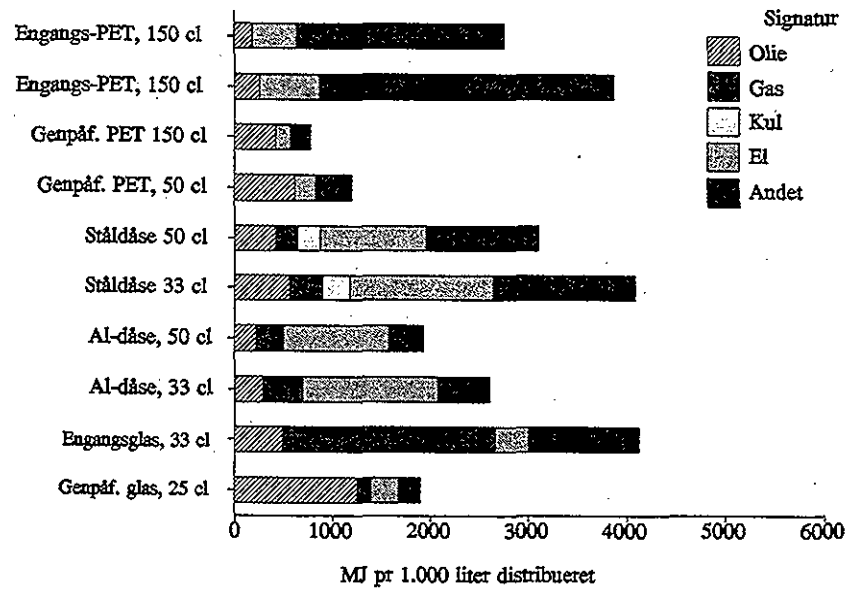
Der er taget udgangspunkt i elektricitetsforsyningen i de lande/områder, hvor de respektive processer og aktiviteter er forudsat at ske.

Det direkte energiforbrug opdelt på energityper er vist i tabel 14.7.

Det energiforbrug, der danner grundlag for omregning til forbrug af primære energiressourcer, er vist i figur 14.4.

Energiforbrug opdelt på energityper	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser		Genpåfyldelige PET-flasker		Engangsflasker af PET	
	Genpåfyld. 25 cl	Engangs 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl	0,5 liter	1,5 liter	0,5 liter	1,5 liter
Diesel til transport	790 MJ	443 MJ	94 MJ	70 MJ	262 MJ	216 MJ	151 MJ	143 MJ	225 MJ	170 MJ
Svær fuelolie til transport	1 MJ	7 MJ	25 MJ	20 MJ	50 MJ	37 MJ	4 MJ	2 MJ	31 MJ	17 MJ
Fuelolie (kedelanlæg)	466 MJ	43 MJ	172 MJ	132 MJ	252 MJ	166 MJ	460 MJ	273 MJ	0 MJ	0 MJ
Naturgas og propan	142 MJ	2.168 MJ	401 MJ	285 MJ	341 MJ	224 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ
Kul og koks i processer	0 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ	274 MJ	237 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ
El fra vandkraft, Schweiz	0 MJ	0 MJ	307 MJ	237 MJ	430 MJ	284 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ
El i Danmark	228 MJ	210 MJ	56 MJ	56 MJ	56 MJ	56 MJ	117 MJ	106 MJ	108 MJ	98 MJ
El i Sverige	0 MJ	2 MJ	878 MJ	678 MJ	82 MJ	54 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ
El i Europa	53 MJ	129 MJ	122 MJ	83 MJ	814 MJ	630 MJ	100 MJ	50 MJ	509 MJ	356 MJ
El i Verden	0 MJ	0 MJ	23 MJ	18 MJ	80 MJ	53 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ	0 MJ
Uspecificeret	226 MJ	1.128 MJ	524 MJ	354 MJ	1.444 MJ	1.144 MJ	374 MJ	205 MJ	3.001 MJ	2.121 MJ
Energi, der omregnes til primære energiressourcer	**1.908 MJ**	**4.130 MJ**	**2.600 MJ**	**1.931 MJ**	**4.085 MJ**	**3.101 MJ**	**1.207 MJ**	**779 MJ**	**3.875 MJ**	**2.762 MJ**
Energiindhold i materialer	103 MJ	969 MJ	693 MJ	521 MJ	923 MJ	609 MJ	475 MJ	231 MJ	2.806 MJ	1.926 MJ
Forbrænding	-36 MJ	-536 MJ	-313 MJ	-221 MJ	-246 MJ	-163 MJ	-191 MJ	-100 MJ	-1.210 MJ	-822 MJ
Samlet direkte energiforbrug	**1.975 MJ**	**4.564 MJ**	**2.980 MJ**	**2.230 MJ**	**4.760 MJ**	**3.550 MJ**	**1.490 MJ**	**910 MJ**	**5.470 MJ**	**3.867 MJ**

Tabel 14.7
Direkte energiforbrug opdelt på energityper for 10 emballager til læskedrik ved distribution af 1.000 liter.



Figur 14.4
Opgørelse af det direkte energiforbrug opdelt på energityper for de 10 emballager til læskedrik ved distribution af 1.000 liter.

Som det fremgår af figur 14.4, er der et væsentligt forbrug af olie til genpåfyldelige glasflasker.

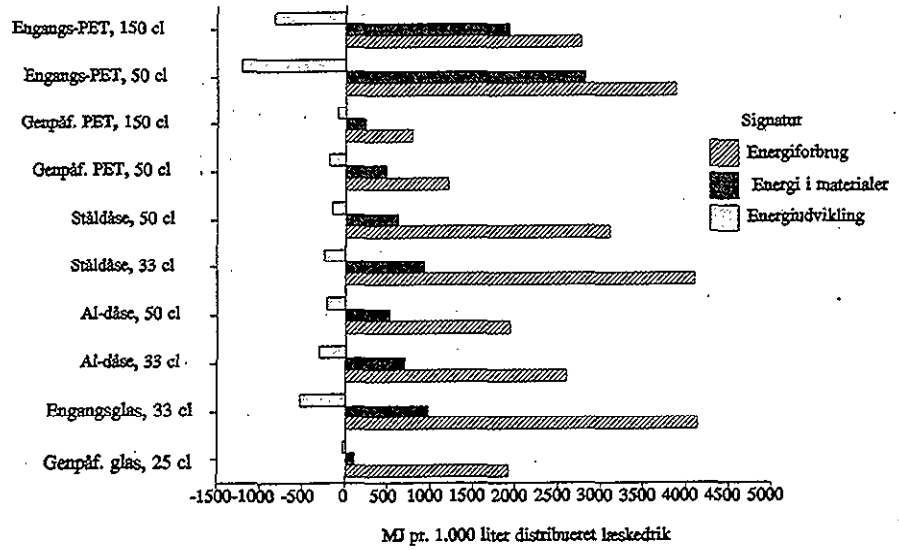
Der er et betydeligt forbrug af gas ved engangsflasker af glas.

Der forbruges kul ved oparbejdning af jernmalm og stålskrot i forbindelse med fremstilling af ståldåser.

Elforbruget er betydeligt ved både aluminiumsdåser og ved ståldåser. En stor del af dette el-forbrug er baseret på el fremstillet ud fra vandkraft.

Det uspecificerede energiforbrug, - hvor energitypen ikke er oplyst, er størst for engangsflasker af PET, men ikke uvæsentligt for de øvrige emballager.

I de videre beregninger af forbrug af energiressourcer er der for den mængde energi, der ikke er specificeret, anvendt "Vest-Europæisk gennemsnitlig energiproduktion".



Figur 14.5
Opgørelse af det direkte energiforbrug samt energiindhold i materialer og energiudvikling ved forbrænding for 10 emballager til læskedrik ved distribution af 1.000 liter.

Som det fremgår af tabel 14.5, er energiindholdet i materialer betydeligt større for engangsflasker af PET end for nogen af de andre emballager. Energiindholdet er lavest for genpåfyldelige glasflasker og 150 cl genpåfyldelige PET-flasker. Energiindholdet stammer fra materialerne PET, papir/karton, plast samt aluminium.

Den energi, der udvikles ved affaldsforbrænding og som kan udnyttes ved kraft/varmeproduktion, er mindst for genpåfyldelige glasflasker.

Da det er forudsat, at det indsamlede PET-materiale anvendes i et andet system (fx. havemøbler), og efter denne anvendelse forbrændes på et forbrændingsanlæg - og 50% af den energi, der fremkommer der, tilgodeskrives systemet for PET-flasker, er energiudviklingen meget stor for engangsflasker af PET. Det er af mindre betydning for genpåfyldelige PET-flasker, da materialemængderne er relativt små.

14.3.4 Diskussion

Usikkerhed

Det direkte energiforbrug er bestemt med en usikkerhed på mellem 14% og 39%. Bidragene til usikkerheden stammer primært fra transport, tapning samt fremstilling af PET, stål og aluminium samt øvrige emballager.

Energiforbrug

Ved opgørelse af det direkte energiforbrug, proces- og transportenergi samt energi i materialer og udviklet forbrændingsenergi, er energiforbruget lavest for 150 cl genpåfyldelige flasker af PET. Genpåfyldelige flasker af glas ligger på niveau med dåser af aluminium og 50 cl genpåfyldelige PET-flasker, mens de øvrige emballager har et højere energiforbrug.

Energityper

Til alle emballagerne anvendes el, olie og gas som energikilde. Endvidere anvendes der kul til ståldåserne.

For PET-flaskerne er en væsentlig andel af energiforbruget ikke specificeret, hvorfor en vurdering af energityper ikke er mulig.

Forbruget af el er større for dåserne og mindre for glasemballagerne. For dåserne er en væsentlig del af el-produktionen baseret på vandkraft, mens størstedelen af elforbruget ved glasflasker er baseret på kul.

Forbruget af olie er størst for genpåfyldelige flasker af glas.

Forbruget af gas er stort for engangsflasker og relativt lille for de øvrige emballagetyper.

Som grundlag for de videre beregninger anvendes Vesteuropæisk gennemsnitlig energiproduktion for det uspecificerede energiforbrug.

14.4 Fremstilling af energi

14.4.1 Introduktion

Den energi, der forbruges i de forskellige emballagesystemer, skal fremstilles - og denne energiproduktion medfører forbrug af ressourcer og bidrager til emissioner til luft og vand samt affald.

Elektricitet

Forbruget af elektricitet omregnes til forbrug af energikilder. I denne omregning tages der hensyn til, hvor den anvendte elektricitet er fremstillet (Danmark, Sverige, Vesteuropa, etc.), da de anvendte energikilder til el-fremstilling varierer meget.

Ved fremstillingen af elektricitet opgøres de energiressourcer, der forbruges, og de emissioner og affaldsmængder, der fremkommer.

Udvinding af energikilder

De energikilder, der anvendes direkte i processer, til transport og til el-fremstilling, skal udvindes og oparbejdes. De ressourcer, der medgår til dette i form af kul, olie, gas, træ, uran (A-kraft) og vand (vandkraft), er de primære energiressourcer.

Ved opgørelse af de primære energiressourcer er der taget højde for de tab, der sker ved udvinding og oparbejdning. Endvidere er der i det anvendte datagrundlag medtaget ressourcer til produktionsudstyr i forbindelse med udvinding og oparbejdning. Det har ikke været muligt at modregne ressourceforbruget til produktionsudstyr, selv om det ville have været det mest korrekte, da der ikke i de andre opgørelse i forbindelse med kortlægningen af emballagerne medtaget produktionsudstyr.

Ud over opgørelse af de egentlige forbrug af energiressourcer er fremkomsten af emissioner til luft og vand samt affald opgjort ved udvinding og oparbejdning af energikilder. Disse er medregnet under de følgende afsnit vedrørende opgørelser af emissioner og affald.

Delrapport 7

Grundlaget for opgørelse af energiforbrug til el-produktion samt udvinding af energikilder er detaljeret beskrevet i delrapport 7. Her er redegjort for de forudsætninger, der er anvendt for el-produktion samt udvinding af de enkelte energikilder.

14.4.2 Forbrug af energiressourcer

Opgørelse af de anvendte primære energiressourcer er vist i tabel 14.8 for de 10 emballager.

Da usikkerheden på de direkte energiforbrug er i størrelsesordenen 15-40% skønnes det, at usikkerheden på opgørelse af de primære energiressourcer er i størrelsesordenen 100%

Undgået energi

Ved affaldsforbrænding udvikles energi, der kan udnyttes til kraft/-varmeproduktion. Da al affaldsforbrændingen sker i Danmark, er der foretaget en supplerende beregning, der viser hvilke energiressourcer, der ud fra dansk energiforsyning vil kunne undgås, såfremt forbrændingsvarmen udnyttes fuldt ud. Disse forbrug af energiressourcer, der helt eller delvist kan undgås, er vist i tabel 14.8 under betegnelsen "mulig undgåelse".

Fornyelige ressourcer

De fornyelige energiressourcer er opgjort som forbrug af potentielt energiindhold i vand (vandkraft) som forbrug af træ i skove.

Ikke fornyelige ress.

De ikke fornyelige energiressourcer omfatter 2 grupper, - energiressourcer med kort forsyningshorisont (under 100 år) og energiressourcer med lang forsyningshorisont (over 100 år). Råolie, gas og uran har en kort forsyningshorisont mens stenkul og brunkul har en lang forsyningshorisont.

	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser		Genpåfyldelige PET-flasker		Engangsflasker af PET	
	Genpåfyld 25 cl	Engangs 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl	0,5 liter	1,5 liter	0,5 liter	1,5 liter
Stenkul	48,5 kg	70 kg	32,7 kg	25,7 kg	93,0 kg	74,0 kg	34,8 kg	26,0 kg	112 kg	83 kg
- mulig undgåelse	9%	94%	118%	106%	33%	27%	68%	48%	133%	123 %
Brunkul	5,6 kg	16,4 kg	12,7 kg	8,9 kg	47,6 kg	36,6 kg	7,9 kg	4,3 kg	43,1 kg	30,3 kg
- mulig undgåelse	<1%	5%	4%	4%	<1%	<1%	3%	3%	4%	4%
Råolie	42,5 kg	41 kg	23,2 kg	16,7 kg	55,5 kg	42,7 kg	28,7 kg	18,1 kg	73,9 kg	52,5 kg
- mulig undgåelse	<1%	5%	5%	5%	1%	1%	3%	2%	6%	6%
Gas	10,4 Nm^3	90,6 Nm^3	22 Nm^3	15 Nm^3	35 Nm^3	26 Nm^3	6,0 Nm^3	3,5 Nm^3	34,9 Nm^3	24,7 Nm^3
- mulig undgåelse	<1%	1%	3%	3%	1%	1%	7%	6%	8%	7%
Uran	0,36 g	0,97 g	3,7 g	2,8 g	3,4 g	2,6 g	0,50 g	0,27 g	2,56 g	1,80 g
- mulig undgåelse	1%	5%	<1%	<1%	<1%	<1%	4%	4%	5%	5%
Potentielt energiindhold i vand	26 MJ	85 MJ	1.000 MJ	847 MJ	804 MJ	551 MJ	35 MJ	20 MJ	209 MJ	147 MJ
- mulig undgåelse	<1%	4%	<1%	<1%	<1%	<1%	4%	3%	4%	4%
Træ i skove	0,56 kg	0,87 kg	0,40 kg	0,31 kg	1,08 kg	0,85 kg	0,41 kg	0,30 kg	1,31 kg	0,96 kg
- mulig undgåelse	8%	78%	100%	90%	28%	23%	58%	42 %	117%	108%

Tabel 14.8
Forbrug af primære energiressourcer ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Sammenstilling

Af opgørelsen af de forbrugte energiressourcer fremgår, at der forbruges mest af de fornyelige energiressourcer (vand og træ) til aluminium og ståldåser, dernæst kommer engangsflasker af PET og mindst forbruges til glasflasker og genpåfyldelige flasker af PET.

Med hensyn til ikke fornyelige ressourcer med lang forsyningshorisont (stenkul og brunkul) forbruges mest til engangsflasker af PET, lidt mindre til ståldåser og engangsflasker af glas og mindst til genpåfyldelige glasflasker, genpåfyldelige PET-flasker og aluminiumsdåser.

Råolieforbruget er højere for engangsflasker af PET, glasflasker og ståldåser end for aluminiumsdåser og genpåfyldelige PET-flasker.

Med hensyn til forbruget af gas er forbruget betydeligt større for engangsflasker af glas, da der anvendes store mængder naturgas som energikilde ved glassmeltning. De mindste forbrug af gas er for genpåfyldelige glasflasker og genpåfyldelige PET-flasker.

Med hensyn til forbruget af uran er det lavest for glasflasker og genpåfyldelige PET-flasker og noget højere for de øvrige emballager.

Sparede ressourcer

De undgåede ressourcer er størst for alle emballagesystemerne med hensyn til stenkul og træ, da besparelsen er opgjort ud fra dansk energiforsyning.

Besparelserne er størst for engangsflasker af PET primært på grund af de anvendte allokeringsprincipper. Besparelserne er næststørst for engangsflasker af glas og noget mindre for dåser af aluminium og stål. Besparelserne er mindst for genpåfyldelige flasker af glas og PET.

14.5 Emissioner til luft og vand

14.5.1 Introduktion

Emissioner til luft og vand er opgjort for de 10 emballager som summen af bidragene fra processer, transport og produktion af primær energi.

Luftbårne emissioner

En række luftbårne emissioner er opgjort i forbindelse med behandling af de enkelte emballager i kapitlerne 6, 8, 9, 10, 11 og 12 samt i de tilhørende delrapporter.

I nærværende sammenstilling er følgende komponenter udvalgt:

Partikler	-	har betydning for visse kemiske omdannelser i atmosfæren.
Kuldioxid	-	bidrager til drivhuseffekten.
Svovldioxid	-	har primært indflydelse på forsuring.

Kvælstof-oxider	-	har indvirkning på ozonnedbrydning, drivhuseffekt, forsuring og kemiske omdannelser i atmosfæren.
Kulbrinter	-	har indflydelse på kemiske omdannelser i atmosfæren og bidrager til smogdannelse.
Radioaktive stoffer	-	giver en indikation af den miljømæssige belastning fra A-kraft.

Vandbårne emissioner

En række vandbårne emissioner er opgjort i forbindelse med behandling af de enkelte emballager i kapitlerne 6, 8, 9, 10, 11 og 12 samt i de tilhørende delrapporter.

I nærværende sammenstilling er følgende komponenter udvalgt:

Opløste og suspenderede stoffer	-	et mål for det samlede indhold af vandbårne stoffer.
BOD	-	et mål for den organiske belastning af biologisk nedbrydelige stoffer. Som grundlag er brugt BOD_5, biologisk iltforbrug over 5 dage.
COD	-	et mål for den samlede organiske belastning. COD står for kemisk iltforbrug.
Radio-aktivitet	-	giver en indikation af den miljømæssige belastning fra A-kraft.

14.5.2 Emissioner til luft

Emissionerne til luft er opgjort for processer, for transport og for udvinding af primære energikilder.

De samlede emissioner til luft er vist i tabel 14.9. Af denne tabel fremgår ligeledes hvilke emissioner, der kan spares, såfremt forbrændingsvarmen fra affaldsforbrænding udnyttes fuldt ud.

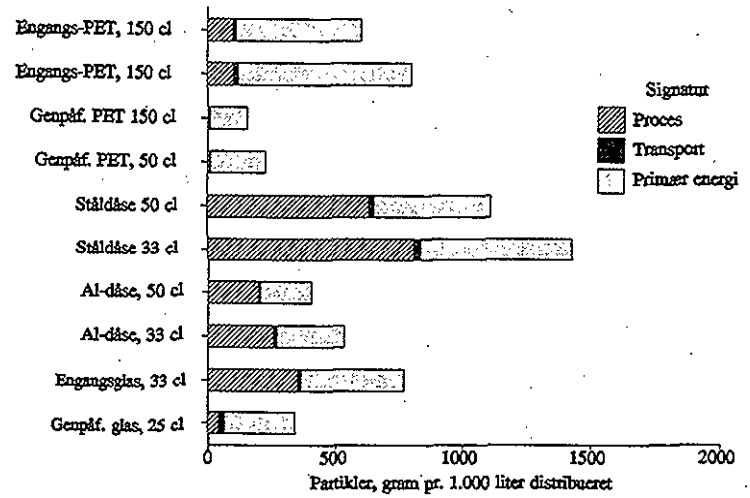
	Glasflasker		Aluminiumsdåser		Ståldåser		Genpåfyldelige PET-flasker		Engangsflasker af PET	
	Genpåfyld 25 cl	Engangs 33 cl	33 cl	50 cl	33 cl	50 cl	0,5 liter	1,5 liter	0,5 liter	1,5 liter
Partikler	0,34 kg	0,77 kg	0,54 kg	0,41 kg	1,43 kg	1,12 kg	0,23 kg	0,16 kg	0,80 kg	0,60 kg
- mulig undgåelse	4%	30%	25%	23%	7%	6%	36%	28%	65%	58%
Kuldioxid	239 kg	529 kg	178 kg	64 kg	431 kg	333 kg	178 kg	116 kg	599 kg	415 kg
- mulig undgåelse	3%	21%	36%	34%	12%	10%	22%	18%	42%	41%
Svovldioxid	1,47 kg	2,67 kg	1,44 kg	1,04 kg	3,23 kg	2,45 kg	1,39 kg	0,85 kg	4,30 kg	3,21 kg
- mulig undgåelse	2%	17%	19%	19%	7%	6%	12%	10%	35%	22%
Kvælstofoxider	1,67 kg	1,94 kg	0,60 kg	0,44 kg	1,35 kg	1,05 kg	0,64 kg	0,49 kg	2,02 kg	1,45 kg
- mulig undgåelse	1%	15%	28%	27%	10%	8%	16%	11%	32%	30%
Kulbrinter	1,19 kg	1,89 kg	0,93 kg	0,68 kg	1,88 kg	1,44 kg	0,73 kg	0,50 kg	2,52 kg	1,86 kg
- mulig undgåelse	3%	26%	31%	28%	12%	10%	24%	18%	25%	40%
Radioaktivitet	31 MBq	85 MBq	327 MBq	248 MBq	294 MBq	224 MBq	42 MBq	23 MBq	223 MBq	157 MBq
- mulig undgåelse	1%	5%	<1%	<1%	<1%	<1%	4%	4%	5%	22 %

Tabel 14.9
Samlede luftbårne emissioner fra emballager ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

I de følgende figurer er fordelingen mellem emissioner til processer, transport og primær energiproduktion for de enkelte typer af emissioner vist.

Partikler

I figur 14.6 er vist emissionen af partikler ved distribution af 1.000 liter i de 10 emballager opdelt på processer, transport og primær energiproduktion.



Figur 14.6
Emission af partikler til luft ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Af figur 14.6 fremgår det, at emissionen af partikler er størst for ståldåser, noget mindre for glasflasker, aluminiumsdåser og engangsflasker af PET og mindst for genpåfyldelige flasker af PET.

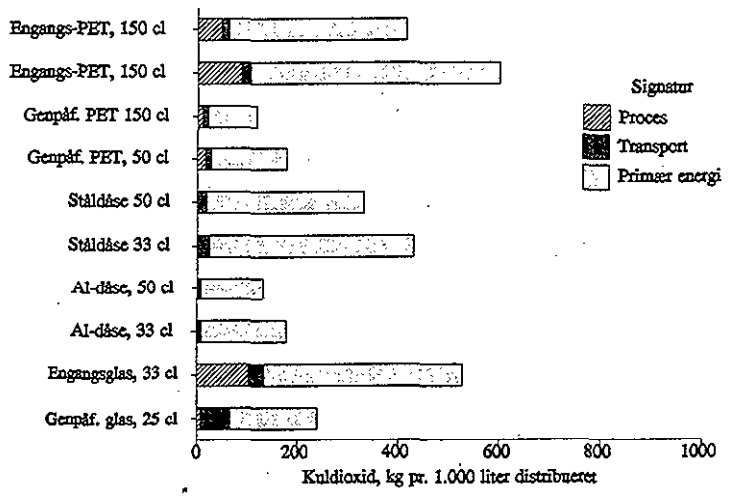
Emissionen af partikler fra transport har meget lille betydning i forhold til emissionen fra processer og fremstilling af primær energi.

De største emissioner fra processer kommer fra fremstilling af ståldåser. Emissionen fra genpåfyldelige glas og PET-flasker er mindre end de øvrige emballager.

Emissionen af partikler fra primær energiproduktion er størst for engangsflasker af PET og ståldåser og noget mindre for de øvrige emballager.

Kuldioxid

I figur 14.7 er vist emissionen af kuldioxid ved distribution af 1.000 liter i de 10 emballager opdelt på processer, transport og primær energiproduktion.



Figur 14.7
Emission af kuldioxid til luft ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Ved opgørelse af kuldioxid er emissioner fra processer ikke opgjort for alle processer på grund af manglende data jf. afsnit 13.5.2.

De eneste emissioner af kuldioxid, der er medregnet under processer, er de emissioner, der fremkommer fra forbrænding af energikilder. I denne sammenhæng har forbrænding af naturgas ved glasproduktion betydning.

Emissionen fra forbrænding af affald er kun medtaget for PET-flaskerne, da bidraget herfra er betydelig.

Emission af kuldioxid fra forbrænding af affald er udeladt for de øvrige emballager, da disse emissioner maksimalt udgør få procent af den mængde kuldioxid, der fremkommer ved transport og primær energiproduktion.

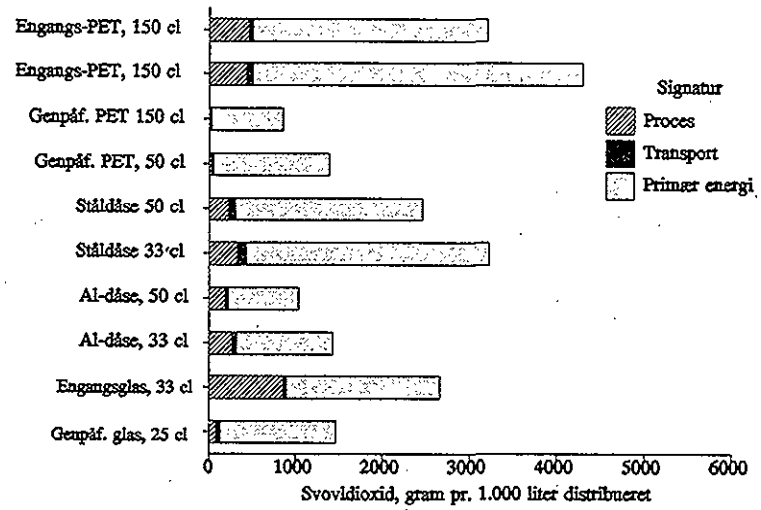
Opgørelse af kuldioxid fra primær energiproduktion afspejler at der til aluminiumsdåser anvendes en del vandkraft og A-kraft, som ikke medfører emission af kuldioxid.

For ståldåser og glasflasker afspejler kuldioxidemissionen forbruget af energi, der er mindst for genpåfyldelige flasker og større for engangsflasker og ståldåser.

Der kan ikke foretages en sammenligning af kuldioxidemissionen for de 10 emballager, da opgørelserne ikke omfatter de samme forhold for de enkelte emballager.

Svovldioxid

I figur 14.8 er vist emissionen af svovldioxid ved distribution af 1.000 liter i de 10 emballager opdelt på processer, transport og primær energiproduktion.



Figur 14.8
Emission af svovldioxid til luft ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Emissionen af svovldioxid stammer i overvejende grad fra fremstilling af primær energi. Bidragene er mindst fra transport.

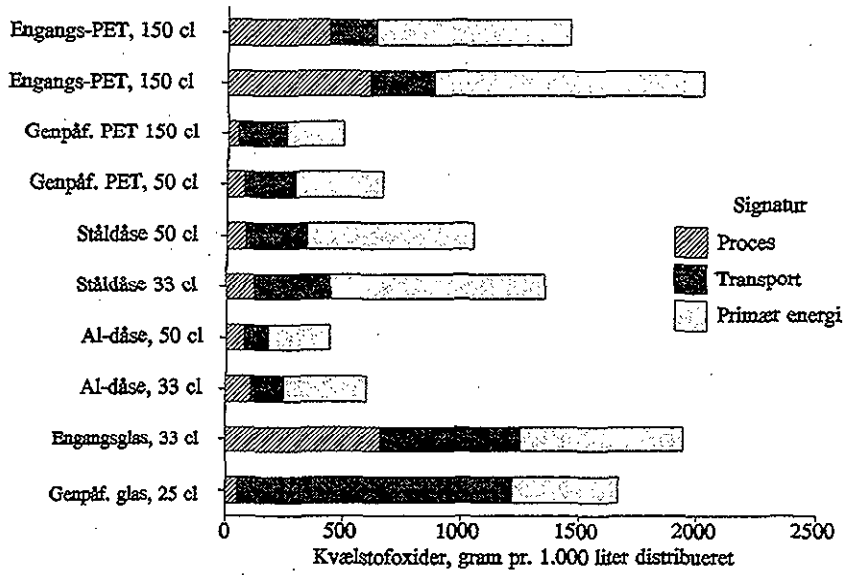
Emissionerne er mindst fra genpåfyldelige PET-flasker, aluminiumsdåser og genpåfyldelige glasflasker og større for de øvrige emballager.

Emissionerne fra aluminiumsdåser er relativt lave i forhold til energiforbruget på grund af, at der forbruges meget energi baseret på vand- og A-kraft.

Emissionerne af svovldioxid er relativt høje for glasflasker i forhold til energiforbruget på grund af, at der forbruges små mængder energi baseret på vand- og A-kraft.

Kvælstofoxider

I figur 14.9 er vist emissionen af kvælstofoxider ved distribution af 1.000 liter i de 10 emballager opdelt på processer, transport og primær energiproduktion.



Figur 14.9
Emission af kvælstofoxider til luft ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Emissionerne af kvælstofoxider er størst for engangsflasker af PET og for glasflasker, noget mindre er emissionerne fra ståldåser og mindst er emissionerne fra aluminiumsdåser og genpåfyldelige PET-flasker.

For de genpåfyldelige glasflasker er der en betydelig emission af kvælstofoxider fra transport, - den er betydelig større end for de øvrige emballager.

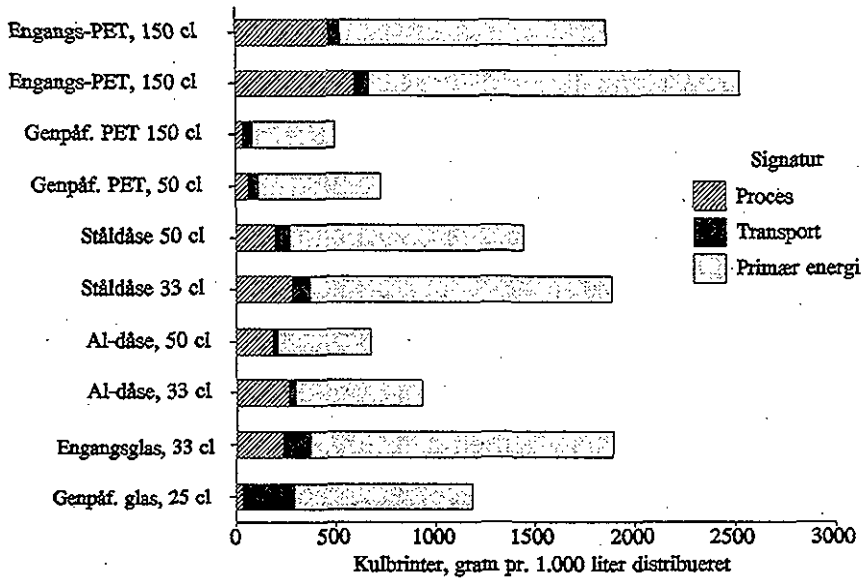
Fra processer forekommer betydelige emissioner af kvælstofoxider fra engangsflasker af glas og af PET.

De lave emissioner fra aluminiumsdåser afspejler dels et relativt lille forbrug af transportenergi, samt at en betydelig del af det samlede energiforbrug er baseret på vand- og A-kraft.

De lave emissioner fra genpåfyldelige PET-flasker afspejler dels et lille forbrug af transportenergi og dels et samlet lille forbrug af energi.

Kulbrinter

I figur 14.10 er vist emissionen af kulbrinter ved distribution af 1.000 liter i de 10 emballager opdelt på processer, transport og primær energiproduktion.



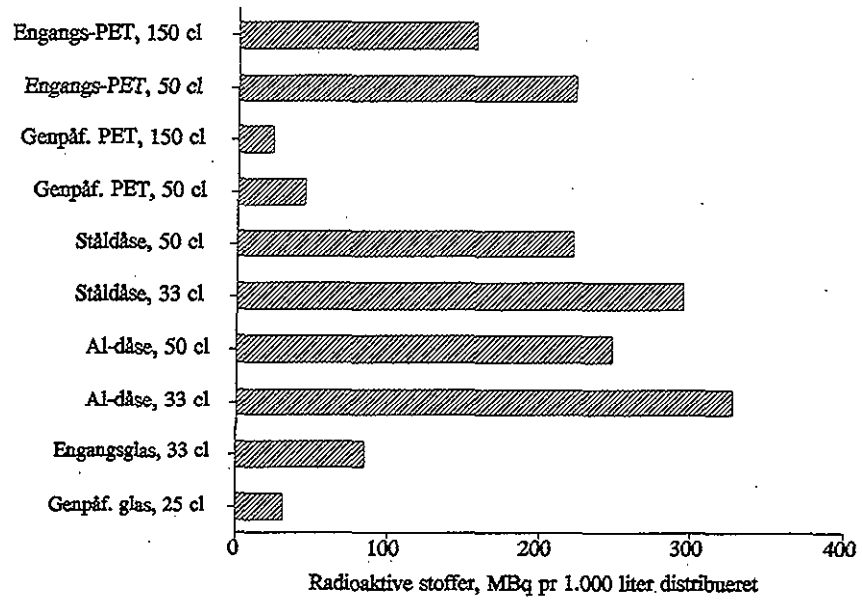
Figur 14.10
Emission af kulbrinter til luft ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Emissioner af kulbrinter stammer primært fra udvinding og oparbejdning af fossile brændsler og fra lakering af dåser, fremstilling af plast og papir samt transport.

Emissionerne er antagelig mindst for aluminiumsdåser og genpåfyldelige PET-flasker, men på grund af usikkerhederne på opgørelsen (50-100%) kan en sammenstilling ikke give en klar udpegning af de emballager, der medfører de mindste eller største emissioner.

Radioaktive emissioner

I figur 14.11 er vist emissionen af radioaktive stoffers aktivitet til luft ved distribution af 1.000 liter i de 10 emballager. Opgørelsen omfatter alene primær energiproduktion.



Figur 14.11
Emission af radioaktive stoffer til luft ved distribution af 1.000 liter læskedrik. Opgørelsen er baseret på stoffernes aktivitet målt i Bq.

Opgørelsen er baseret på opgørelse af aktivitet (henfald pr. tidsenhed) og kan derfor ikke danne grundlag for en vurdering af dosis og effekter. Opgørelsen kan derfor kun danne grundlag for en indledende relativ vurdering af den miljømæssige belastning med luftbårne radioaktive stoffer.

Af opgørelsen ses, at aktiviteten fra luftbårne radioaktive stoffer er mindst for genpåfyldelige flasker af PET og glas, lidt større for engangsflasker af glas og noget større for de øvrige emballager.

14.5.3 Emissioner til vand

Emissioner til vand er opgjort for processer og for udvinding af primære energikilder.

Det er i de grundliggende beregninger forudsat, at der ikke fremkommer vandbårne emissioner fra transport.

De samlede emissioner til vand er vist i tabel 14.10. De emissioner, der kan undgås, udgør højst 5% og er derfor ikke medtaget i tabellen.

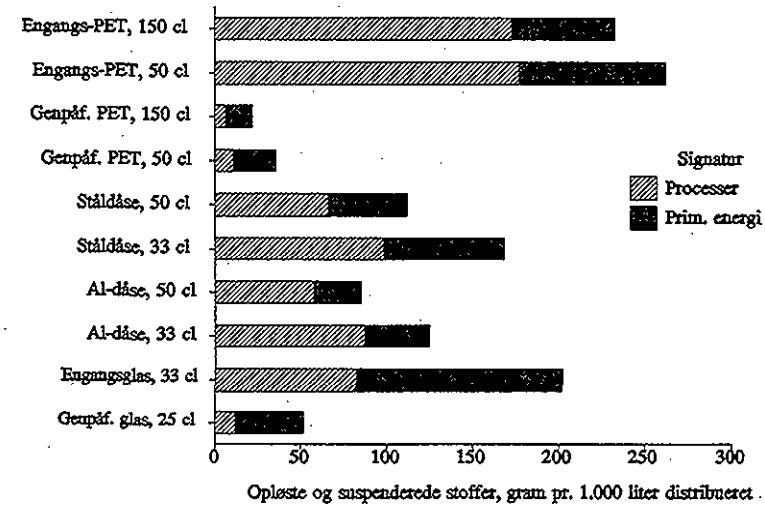
Emballage	Opløste og suspenderede stoffer	BOD	COD	Radioaktivitet
25 cl Genpåf. glasflaske	52,1 g	4.000 g	4.260 g	0,29 MBq
33 cl Engangs glasflaske	202 g	36 g	305 g	0,78 MBq
33 cl Aluminiumsdåse	125 g	24 g	200 g	2,9 MBq
50 cl Aluminiumsdåse	85 g	16 g	133 g	2,2 MBq
33 cl Ståldåse	170 g	24 g	203 g	2,7 MBq
50 cl Ståldåse	121 g	16 g	134 g	2,1 MBq
0,5 liter genpåf. PET-flaske	36 g	4.000 g	4.230 g	0,40 MBq
1,5 liter genpåf. PET-flaske	22 g	4.000 g	4.218 g	0,22 MBq
0,5 liter Engang PET-flaske	262 g	51 g	428 g	2,1 MBq
1,5 liter Engang PET-flaske	234 g	54 g	459 g	1,4 MBq

Tabel 14.10
Samlede vandbårne emissioner fra emballager ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

I de følgende figurer er vist fordelingen mellem emissioner fra processer og primær energiproduktion for de enkelte typer af emissioner.

Opløste og susp. stoffer

I figur 14.12 er vist emissionen af opløste og suspenderede stoffer ved distribution af 1.000 liter i de 10 emballager opdelt på processer og primær energiproduktion.



Figur 14.12
Emission af opløste og suspenderede stoffer til vand ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

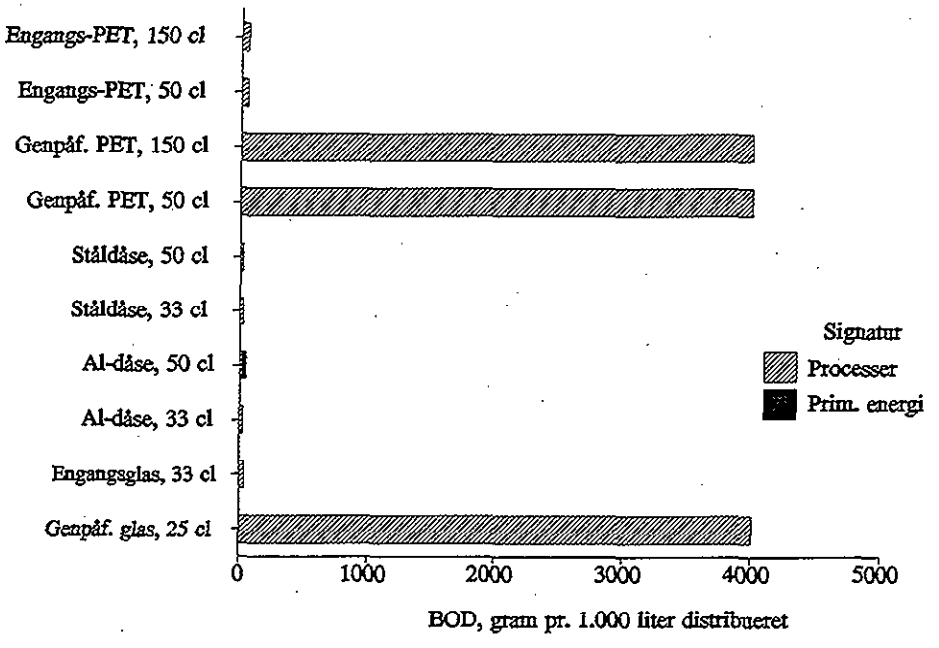
En sammenstilling af de opgjorte emissioner giver ikke et klart billede af hvilken emballage, der giver den mindste emission og hvilken, der giver den største, når der tages hensyn til usikkerheden på opgørelsen (50-100%).

Opgørelsen tyder på, at udledningen er lavest for de genpåfyldelige flasker af PET og glas, noget højere for aluminiumsdåser, ståldåser og engangsflasker af glas og højest for engangsflasker af PET.

Udledning af opløste og suspendere stoffer fra processer afspejler i store træk forbruget af papir og karton. Der er en relativ lille udledning fra genpåfyldelige flasker af glas og PET, da der til disse emballager kun bruges etiketter, mens der til de andre emballager også bruges kartonbakker og kartonkasser.

BOD

I figur 14.13 er vist emissionen af BOD_5, iltforbruget ved biologisk nedbrydning af opløste og suspenderede stoffer over 5 dage ved distribution af 1.000 liter i de 10 emballager.



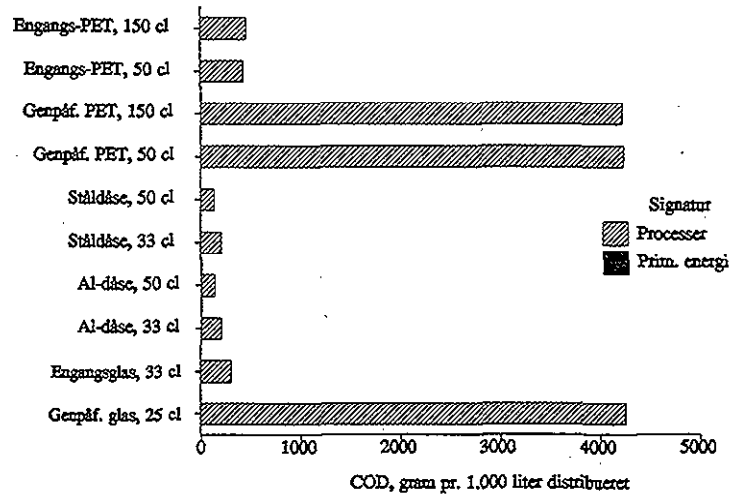
Figur 14.13
Emission af BOD_5 til vand ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Som det fremgår af figur 14.13 er udledningen af BOD alene knyttet til processer og ikke til den primære energiproduktion.

Udledningen af BOD knytter sig for genpåfyldelige flasker af glas og PET til vask af flaskerne på tapperiet. De øvrige relativt små udledninger stammer fra produktion af papir.

COD

I figur 14.14 er vist emissionen af COD, det kemiske iltforbrug ved nedbrydning af opløste og suspenderede stoffer ved distribution af 1.000 liter i de 10 emballager.



Figur 14.14
Emission af COD til vand ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

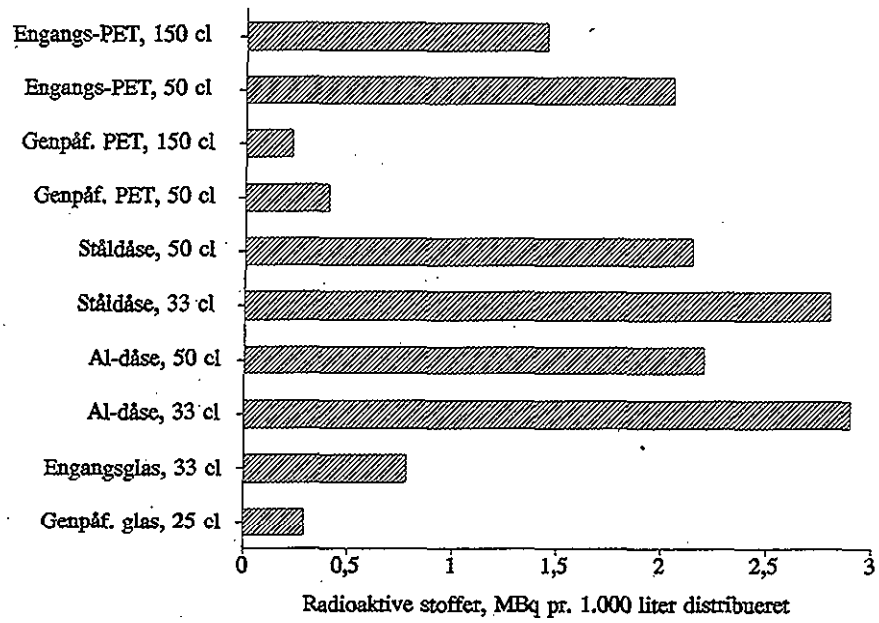
Som det fremgår af figur 14.14, er udledningen af COD alene knyttet til processer og ikke til den primære energiproduktion.

Udledningen af COD knytter sig for genpåfyldelige flasker af glas og PET til vask af flaskerne på tapperiet. Ud fra forholdet mellem BOD og COD vurderes det, at spildevandet fra tapperi kan betegnes som letnedbrydeligt.

De øvrige relativt små udledninger stammer fra produktion af papir. Ud fra forholdet mellem BOD og COD vurderes det, at spildevandet fra papirfremstilling er tungtnedbrydeligt.

Radioaktive emissioner

I figur 14.15 er vist emissionen af radioaktive stoffers aktivitet til vand ved distribution af 1.000 liter i de 10 emballager opgjort. Opgørelsen omfatter alene primær energiproduktion.



Figur 14.15
Emission af radioaktive stoffer til vand ved distribution af 1.000 liter læskedrik. Opgørelsen er baseret på stoffernes aktivitet målt i MBq.

Opgørelsen er baseret på opgørelse af aktivitet (henfald pr. tidsenhed) og kan derfor ikke danne grundlag for en vurdering af dosis og effekter. Opgørelsen kan kun danne grundlag for en indledende relativ vurdering af den miljømæssige belastning med vandbårne radioaktive stoffer.

Opgørelsen viser, at aktiviteten fra vandbårne radioaktive stoffer er mindst for genpåfyldelige flasker af glas og PET samt engangsflasker af glas og noget større for de øvrige emballager.

14.5.4 Diskussion

Usikkerhed

De opgjorte emissioner til luft og vand er opgjort med en usikkerhed, der ligger i størrelsesordenen 50-100%, lavest for de procesrelaterede emissioner og noget højere for de emissioner, der er knyttet til transport og produktion af primær energi.

Udvalgte komponenter

Nærværende sammenstilling er gennemført ud fra et begrænset antal udvalgte luftbårne og vandbårne komponenter. Der er gennemført opgørelser for et stort antal luftbårne og vandbårne komponenter, som er opstillet i kapitlerne 6, 8, 9, 10, 11 og 12 samt i delrapporterne 1 til 6.

Ved en overordnet sammenligning ses det, at udledningen af luftbårne komponenter mængdemæssigt er væsentlig større fra de 10 kortlagte emballager end udledningen af vandbårne komponenter.

"Undgået energi"

De emissioner, der kan undgås såfremt forbrændingsvarmen fra affaldsforbrænding udnyttes fuldt ud, har betydning for de luftbårne emissioner, men er af meget begrænset betydning for de vandbårne komponenter. For de luftbårne komponenter betyder det en reduktion på 1% til 65% afhængig af emballager og komponenter.

Luftbårne komponenter

Emissionen af partikler er størst for ståldåser, noget mindre for glasflasker, aluminiumsdåser og engangsflasker af PET og mindst for genpåfyldelige flasker af PET.

Opgørelsen af kuldioxid giver ikke noget klart billede ved sammenligning mellem de 10 emballager, da bidrag fra processer for PET-flasker, stål- og aluminiumsdåser samt sekundær emballage (kapsler, kasser m.v.) ikke er opgjort.

Emissionerne af kvælstofoxider er størst for engangsflasker af PET og for glasflasker, noget mindre fra ståldåser og mindst fra aluminiumsdåser og genpåfyldelig PET-flasker.

Emissionerne af svovldioxid er mindst fra genpåfyldelige PET- og glasflasker samt aluminiumsdåser og større for de øvrige emballager.

Emissionerne af kulbrinter er antagelig mindst for aluminiumsdåser og genpåfyldelige PET-flasker, men på grund af usikkerhederne på opgørelsen (50-100%) kan en sammenligning ikke give en klar udpegning af de emballager, der medfører de mindste eller største emissioner.

Opgørelsen viser, at aktiviteten fra luftbårne radioaktive stoffer er mindst for genpåfyldelige flasker af PET og glas, lidt større for engangsflasker af glas og noget større for de øvrige emballager.

Vandbårne komponenter

Opgørelsen af suspenderede og opløste stoffer tyder på, at udledningen er lavest for de genpåfyldelige flasker af PET og glas, noget højere for aluminiumsdåser, ståldåser og engangsflasker af glas og højest for engangsflasker af PET.

Udledningen af BOD knytter sig for genpåfyldelige flasker af glas og PET til vask af flaskerne på tapperiet. De øvrige relativt små udledninger stammer fra produktion af papir.

Udledningen af COD knytter sig for genpåfyldelige flasker af glas og PET til vask af flaskerne på tapperiet. Ud fra forholdet mellem BOD og COD vurderes det, at spildevandet fra tapperi kan betegnes som letnedbrydeligt. De øvrige relativt små udledninger stammer fra produktion af papir. Ud fra forholdet mellem BOD og COD vurderes det at spildevandet fra papirfremstilling er tungtnedbrydeligt.

Opgørelsen viser, at aktiviteten fra vandbårne radioaktive stoffer er mindst for genpåfyldelige flasker af glas og PET samt engangsflasker af glas og noget større for de øvrige emballager.

14.6 Affald

14.6.1 Introduktion

Affaldsmængder fra de 10 emballager er opgjort i form af kasserede emballager hos forbruger samt affald fremkommet ved produktionsprocesser og fremstilling af primær energi.

Kasserede emballager

I kortlægningen er der forudsat en returprocent - den del af de brugte emballager, forbrugeren leverer tilbage. Det er desuden forudsat, at 20% af ikke returnerede emballager deponeres diffust i naturen og at de resterende emballager bortskaffes gennem dagrenovationen. Bortskaffelse via dagrenovation er forudsat at ske ved deponering af 20% af affaldet og forbrænding af 80% af affaldet. Denne antagelse har stor betydning for affaldsmængderne fra kasserede emballager.

Produktionsaffald

Fra processerne i de enkelte emballagers livscyklus samt ved produktion af primær energi fremkommer en række forskellige affaldsmængder. Det er forudsat, at der ikke fremkommer affald fra transport.

Affald fra processer er opgjort i 4 kategorier:

Industriaffald	-	omfatter affald med relativ lav miljøbelastning, der kan deponeres på fyldpladser eller deponier eller som kan behandles på et affaldsforbrændingsanlæg.
Miljøfarligt affald	-	omfatter affald med en væsentlig miljøbelastning og som kræver specialbehandling på fx. Kommunekemi.
Radioaktivt affald	-	omfatter alle typer af dels højradioaktivt affald og lavradioaktivt affald.

Uspecificeret affald - omfatter de affaldsmængder, hvor en nærmere specificering ikke har været mulig.

Som grundlag for opgørelse af affaldsmængderne i de 4 kategorier ligger en detaljeret opgørelse af affaldstyper inden for hver af de 3 førstnævnte kategorier. Disse detaljerede opgørelser er vist i kapitel 6, 8, 9, 10, 11 og 12 samt i de tilhørende delrapporter 1 til 6.

14.6.2 Kasserede emballager

For genpåfyldelige glasflasker er det forudsat, at 1,5% af de anvendte flasker ikke returneres. For de genpåfyldelige PET-flasker er det ligeledes forudsat at 1,5% ikke returneres. For de øvrige emballager er det forudsat at 10% af de anvendte emballager ikke returneres.

I tabel 14.11 er vist en oversigt over den procentuelle fordeling mellem de forskellige bortskaffelsesveje, der er forudsat for den primære emballage (flasker og dåser) samt for de øvrige emballager i form af kapsler, kasser m.v.

Emballagedel	Diffus deponering i naturen	Forbrænding	Deponi	Genanvendelse
Genpåfyldelige glasflasker og PET-flasker (retur-% : 98,5)	0,3%	0,96%	0,24%	-
Engangsflasker af glas og PET samt Al- og ståldåser (retur-% : 90)	2,0%	6,4%	1,6%	-
Kapsler	10%	72%	18%	
Skruelåg - til glasflasker - til PET-flasker	 10% 5%	 72% 36%	 18% 9%	 0% 50%
Etiketter - genpåf.glasflasker - genpåf. PET-flaske - engangsflasker	 0,32% 0,34% 1,9%	 0,95% 0,88% 6,2%	 98,8% 98,79% 91,9%	
Plastkasser	-	50%	-	50%
Kartonbakker		40%	10%	50%
Hi-Cone	-	80%	20%	-
Krympefolie	-	80%	20%	-

Tabel 14.11
Fordeling mellem bortskaffelsesveje for ikke returnerede emballager.

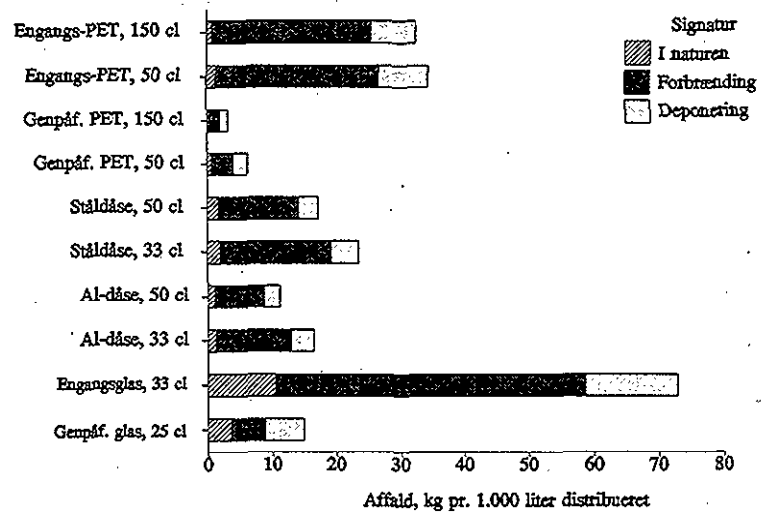
På baggrund af de opstillede forudsætninger om bortskaffelsesveje, som er vist i tabel 14.11 er affaldsmængderne for de forskellige bortskaffelsesveje opgjort. Den andel, der går til genvinding, er medtaget i tabel 14.11 for at give et fuldstændigt billede og indgår ikke i opgørelse af affaldsmængder men i opgørelse af fremkomne materiale, jf. afsnit 14.2.

Affald i form af brugte, ikke returnerede emballager er vist i tabel 14.12 for de 10 emballager ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Emballage	Diffus deponering i naturen	Forbrænding	Deponering
Genpåfyldelige glasflasker	3,6 kg	5,2 kg	6,1 kg
Engangsflasker af glas	10,4 kg	48,2 kg	14,3 kg
33 cl Aluminiumsdåser	1,2 kg	11,6 kg	3,6 kg
50 cl Aluminiumsdåser	0,95 kg	7,7 kg	2,5 kg
33 cl Ståldåser	2,0 kg	17,2 kg	4,3 kg
50 cl Ståldåser	1,7 kg	12,4 kg	3,1 kg
0,5 liter genpåfyldelige PET-flasker	0,61 kg	3,3 kg	2,3 kg
1,5 liter genpåfyldelige PET-flasker	0,31 kg	1,6 kg	1,2 kg
0,5 liter engangs PET-flasker	1,33 kg	25,4 kg	7,7 kg
1,5 liter engangs PET-flasker	0,67 kg	24,8 kg	7,0 kg

Tabel 14.12
Opgørelse af affald i form af brugte ikke returnerede emballager ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

De affaldsmængder, der er vist i tabel 14.12 er illustreret i figur 14.16.



Figur 14.16
Affaldsmængder i form af ikke returnerede brugte emballager ved distribution af 1.000 liter.

Som det fremgår af figur 14.16, er affaldsmængder i form af ikke returnerede brugte emballager størst for engangsflasker af glas. Affaldsmængderne er mindst for genpåfyldelige flasker af PET og noget højere for de øvrige emballager.

For den mængde emballager, der deponeres diffust i naturen, er mængden størst for engangsflasker af glas, dernæst kommer genpåfyldelige glasflasker. For de øvrige emballager er affaldsmængderne mindre.

14.6.3 Procesaffald

De samlede mængder af procesaffald opdelt i 4 kategorier er vist i tabel 14.13. Af denne tabel fremgår ligeledes hvilke affaldsmængder, der kan undgås, såfremt forbrændingsvarmen fra affaldsforbrænding udnyttes fuldt ud.

Emballage	Industri-affald	Miljøfarligt affald	Radioaktivt affald	Uspecificeret affald
Genpåfyldelige glasflasker	23,3 kg	0,07 kg	0,1 liter	0,69 kg
- mulig undgåelse	7%	1%	<1%	-
Engangsflasker af glas	35,7 kg	0,31 kg	0,1 liter	1,11 kg
- mulig undgåelse	71%	5%	6%	
33 cl Aluminiumsdåser	33,8 kg	1,89 kg	0,084 liter	3,43 kg
- mulig undgåelse	44%	<1%	4%	-
50 cl Aluminiumsdåser	26,2 kg	1,25 kg	0,061 liter	2,37 kg
- mulig undgåelse	40%	<1%	3%	-
33 cl Ståldåser	49,4 kg	1,94 kg	0,18 liter	10,17 kg
- mulig undgåelse	24%	<1%	1%	-
50 cl Ståldåser	38,6 kg	1,29 kg	0,14 liter	8,20 kg
- mulig undgåelse	20%	<1%	<1%	
0,5 liter genpåf. PET-flaske	17,4 kg	0,04 kg	0,09 liter	0,150 kg
- mulig undgåelse	52%	15%	2%	
1,5 liter genpåf. PET-flaske	12,4 kg	0,026 kg	0,06 liter	0,076 kg
- mulig undgåelse	39%	12%	2%	
0,5 liter engangs PET-flaske	55,7 kg	0,11 kg	0,23 liter	2,7 kg
- mulig undgåelse	10%	36%	<1%	
1,5 liter engangs PET-flaske	40,6 kg	0,08 kg	0,16 liter	2,6 kg
- mulig undgåelse	96%	38%	<1%	

Tabel 14.13
Oversigt over fremkomne mængder af procesaffald for distribution af 1.000 liter læskedrik.

Undgåede affaldsmængder

Som det fremgår af tabel 14.13 er det primært industriaffald, der kan "undgås" ved fuldstændig udnyttelse af energi fra affaldsforbrænding. De sparede mængder repræsenterer primært slagger fra kulfyrede kraftværker og i mindre omfang affald fra indvinding af energiressourcer.

Radioaktivt affald

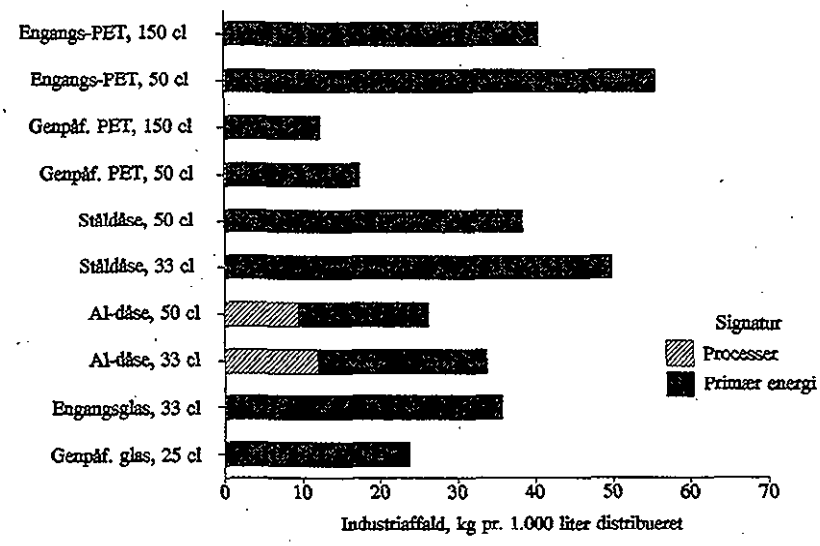
Radioaktivt affald fremkommer alene fra primær energiproduktion. Fremkomsten af radioaktivt affald er størst for ståldåser og engangsflasker af PET, noget mindre for glasflasker og mindst for genpåfyldelige PET-flasker og aluminiumsdåser.

Uspecificeret affald

Fremkomsten af uspecificeret affald er alene knyttet til produktionsprocesserne i emballagens livscyklus. Fremkomsten af uspecificeret affald er størst for ståldåser, lidt mindre for engangsflasker af PET og aluminiumsdåser, noget mindre for glasflasker og mindst for genpåfyldelige PET-flasker.

Industriaffald

I figur 14.17 er opgørelse af fremkomsten af industriaffald ved distribution af 1.000 liter læskedrik vist.



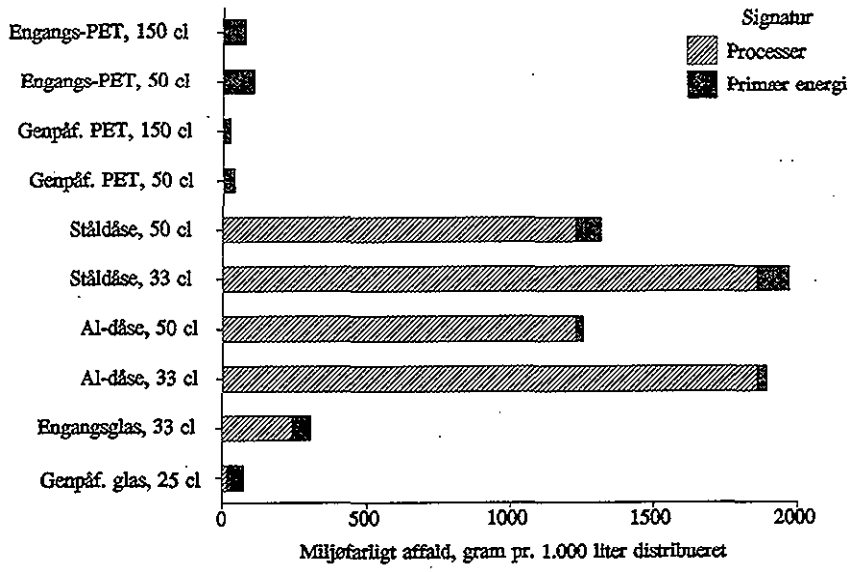
Figur 14.17
Industriaffald fremkommet ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Som det fremgår af figur 14.17 fremkommer der kun procesaffald af betydning fra aluminiumsdåser. Dette stammer fra udvinding og oparbejdning af aluminium.

Mængden af industriaffald fra primær energiproduktion er lavest og på samme niveau for genpåfyldelige PET-flasker, dernæst kommer glasflasker og aluminiumsdåser. De største mængder fremkommer ved engangsflasker af PET og ståldåser.

Miljøfarligt affald

I figur 14.18 er vist de fremkomne mængder af miljøfarligt affald ved distribution af 1.000 liter læskedrik.



Figur 14.18
Fremkomst af miljøfarligt affald ved distribution af 1.000 liter læskedrik.

Der fremkommer primært miljøfarligt affald fra aluminiums- og ståldåser og relativt små mængder fra de øvrige emballager.

Fra dåserne udgør det miljøfarlige affald primært affald i forbindelse med (lak og farverester) fremstilling af dåser.

14.6.4 Diskussion

Usikkerhed

De opgjorte affaldsmængder er opgjort med en usikkerhed, der ligger i størrelsesordenen 50-100%.

Det antages, at usikkerheden for de brugte, ikke returnerede emballager ligger i størrelsesordenen 10%.

Opgjorte mængder

Nærværende sammenstilling er gennemført ud fra et begrænset antal kategorier af affald. Som udgangspunkt er der gennemført detaljerede opgørelser for en lang række affaldstyper, som er opstillet i kapitlerne 6, 8, 9, 10, 11 og 12 samt i delrapporterne 1 til 6.

I opgørelsen er der overordnet skelnet mellem affald i form af brugte ikke returnerede emballager og affald fra processer og primær energiproduktion. Kasserede emballager må betegnes som mindre farligt og kan kategoriseres som industriaffald.

Ved en overordnet sammenstilling (tabel 14.12 + 14.13) viser det sig at mængderne af kasserede emballager er på samme niveau eller mindre end mængderne af procesaffald. Dette gælder dog ikke for engangsemballager af glas.

Industriaffald

Mængden af industriaffald fra primær energiproduktion er lavest og på samme niveau for genpåfyldelige PET-flasker, dernæst kommer glasflasker og aluminiumsdåser. De største mængder fremkommer ved engangsflasker af PET og ståldåser.

Miljøfarligt affald

Der fremkommer primært miljøfarligt affald fra aluminium- og ståldåser og relativt små mængder fra de øvrige emballager.

Radioaktivt affald

Fremkomsten af radioaktivt affald er størst for ståldåser og engangsflasker af PET, noget mindre for glasflasker og mindst for genpåfyldelige PET-flasker og aluminiumsdåser.

Uspecificeret affald

Fremkomsten af uspecificeret affald er størst for ståldåser, lidt mindre for engangsflasker af PET og aluminiumsdåser, noget mindre for glasflasker og mindst for genpåfyldelige PET-flasker.

14.7 Ændringer i energiforsyning

El-produktion sker under forskellige former afhængig af hvilket land eller område, den foregår i. Der er forskelle i de energikilder, der anvendes, og forskelle i udnyttelsesgrader.

For behandling af, hvilken betydning, de opstillede el-scenarier har for de samlede resultater, henvises til 13.7.

15 Summary

Introduction

Denmark has a long tradition of using only refillable bottles for beer and soft drinks, and only a limited number of different types and sizes of bottles are used.

For the distribution of beer, no other types of packaging are accepted in Denmark - the use of one-way bottles and cans is banned. For the distribution of soft drinks, only refillable glass and PET bottles are accepted.

Over the years, producers and the retailers have built up a very effective system for delivering, sorting and returning bottles. The return rate from consumers is over 98% and each glass bottle is refilled more than 30 times.

The following comparison of different types of packaging for beer and soft drinks is therefore based on a comparison between some well-known packaging systems and some packaging systems only found outside Denmark.

Objective

An environmental study of 12 types of packaging for beer and soft drinks has been carried out, covering the existing Danish return system for refillable glass bottles for beer and soft drinks and refillable PET bottles for soft drinks, as well as selected foreign one-way systems for aluminium and steel cans and one-way glass and PET bottles.

Structure

This report is part of a series of reports from the study. Reports 1 to 6 describe the data on each packaging system and Report 7 covers issues concerning transport and energy. This main report describes the findings for each system and draws comparisons between the different types of packaging for beer and soft drinks.

15.1 Methodology

15.1.1 General principles

LCA

The study follows the principles for life cycle assessment (LCA) and represents the first step in an LCA, a life cycle inventory (LCI). The subsequent steps - classifying and evaluating environmental effects - are not included.

The LCI is based on the principles outlined by SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) for conducting LCAs (Consoli, F. et al., editors, 1993). The principles outlined in the Nordic Guidelines on Life Cycle Assessment (1994) have also been followed.

Packaging systems

The life cycle inventory covers the following packaging systems:

1: The existing Danish return system for refillable glass bottles - 0.33 litre green bottles for beer and 0.25 litre clear bottles for soft drinks.

The system includes refilling and reclaiming the glass from bottles discarded by refillers. The return rate from the consumer is 98.5-%.

2: A return system for one-way glass bottles - 0.33 litre green bottles for beer and 0.33 litre clear bottles for soft drinks.

The system is based on the assumption that 90% of the bottles are returned from the consumer. The bottles returned are reclaimed for the manufacture of new bottles.

3: A return system for 0.33 and 0.50 litre aluminium cans for both beer and soft drinks.

The system is based on the assumption that 90% of the cans are returned from the consumer. The cans returned are reclaimed for the manufacture of new cans.

4: A return system for 0.33 and 0.50 litre steel cans with aluminium lids for both beer and soft drinks.

The system is based on the assumption that 90% of the cans are returned from the consumer. The cans returned are reclaimed for the manufacture of new cans.

5: The existing Danish return system for refillable 0.5 and 1.5 litre PET bottles for soft drinks.

The system includes refilling and collection of bottles discarded by refillers. The study does not include material recycling because reclaimed PET cannot be used for the manufacture of new bottles. The return rate from the consumer is 98.5%.

6: A return system for one-way 0.5 and 1.5 litre PET bottles for soft drinks.

The system is based on the assumption that 90% of the bottles are returned from the consumer. The study does not include material recycling because reclaimed PET cannot be used for the manufacture of new bottles.

For the packaging systems not used in Denmark today (nos. 2, 3, 4 and 6), it is assumed that used containers are collected through a deposit system similar to the existing system for refillable glass bottles.

The effects of changes in the return rates given above have been evaluated on the basis of a sensitivity study for each type of packaging covered in Chapters 5 to 12 and the main findings discussed.

Each type of packaging is described in life cycle steps. The principles for this are illustrated in Figure 15.1. The life cycle of each type of packaging begins with the extraction of raw materials (cradle) and ends with the collection and recycling or disposal of discarded material (grave).

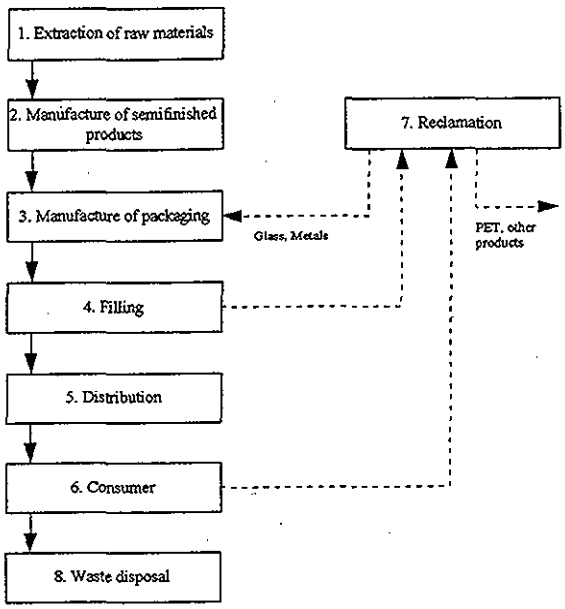


Figure 15.1
The life cycle of drinks packaging.

Functional unit

The capacity of the bottles and cans varies. In the case of beer, there are only minor variations - from 0.33 to 0.50 litres. In the case of soft drinks, the variations are larger - from 0.25 to 1.50 litres.

It was decided to draw up the inventory on the basis of 1,000 litres of product distributed. Basing all the calculations on this functional unit allows direct comparison of the results.

Return rate

Once packaging has been used by the consumer, it will be returned to be either refilled or recycled for the manufacture new packaging or other products.

After collection, a small number of refillable bottles are discarded by the brewery or soft drink producer.

Table 15.1 presents a summary of return rates, amounts discarded after collection from the consumer, amounts refilled and amounts reclaimed for each packaging system

Type of packaging	Return rate from consumer	Discarded after collection from the consumer	Refilled	Reclaimed within the system	Reclaimed in other systems
Refillable green glass bottles, 0.33 litres	98.5%	1.2%	97.3%	1.2%	0%
Refillable clear glass bottles, 0.25 litres	98.5%	1.5%	97.0%	1.5%	0%
One-way green and clear glass bottles, 0.33 litres	90%	90%	0%	85%	5%
Aluminium cans, 0.33 and 0.50 litres	90%	90%	0%	50%	40%
Steel cans, 0.33 and 0.50 litres	90%	90%	0%	90%	0%
Refillable PET bottles, 0.5 and 1.5 litres	98.5%	3.5%	95%	0%	3.5%
One-way PET bottles, 0.5 and 1.5 litres	90%	90%	0%	0%	90%

Table 15.1
Summary of return rates and amounts refilled or reclaimed

15.1.2 System boundaries

The main element in the inventory is the packaging itself, the bottle or the can. This is known as the primary packaging.

The inventory also includes capsules, screw caps, labels and outer transport packaging. This includes plastic crates for refillable bottles and cardboard boxes or plastic foil for cans and one-way bottles.

There is one exception to this: the manufacture of materials used for the extraction of aluminium is included in the first life cycle step. It was not possible to separate data on these materials from the basic data. This means that approximately 3.5% of total energy consumption refers to the manufacture of these materials and should be excluded. The effect of this lies within the limits of uncertainty and is not considered to have any impact on the overall results.

In principle, the survey defines "cradle" as the extraction of raw materials and "grave" as final waste disposal.

In the inventories the main materials are glass, PET, steel and aluminium. Other materials for the manufacture of labels, screw caps, capsules and boxes are also included. During the life cycle of a bottle or can other materials are also used (for processing, cleaning, etc). For these secondary materials the inventory includes the type and amount of each only.

The systems for refillable glass and PET bottles are based on data from production at specific sites as detailed information is available on these sites.

The manufacture of one-way glass bottles and aluminium cans is also based on data from production at specific sites. The system for one-way PET bottles is based on data for refillable PET bottles and other data available.

For steel cans it has not possible to select specific producers. The data for steel cans has therefore been taken from existing literature and to some extent manufacturers.

15.1.3 The inventory

The inventory encompasses the following parameters:

- consumption of materials
- consumption of energy
- emissions to air
- emissions to water
- quantity of waste

The inventory subdivides each parameter according to the steps in the life cycle.

Material balances

The calculations for the inventory are based on balances for the main materials glass, aluminium, steel, and PET.

Consumption of materials

The materials have been divided into two groups: primary and secondary.

Primary materials are defined as raw materials which are consumed during the manufacture of the packaging. This means materials which, in one form or another, are found in the packaging itself.

Secondary materials are defined as substances or products which are used during the manufacture or use of the packaging or which are consumed at any other point during the packaging's life cycle, but are not actually part of the packaging (lubricants, soap, rinsing water, etc).

The inventory covers the entire life cycle of the main materials. In the case of secondary materials, the inventory only covers the type of material and amount consumed.

Energy

Energy consumption is divided into

- energy for processing
- energy for transportation

Total energy consumption is defined as the consumption of primary energy resources. This means that the production of energy and the extraction of raw materials for the production of energy are included.

For materials taken into the packaging system, the materials' energy content is included in the energy balance. The energy content of a material is defined as the heat of combustion.

The energy content of materials crossing the system boundaries (taken into or out of the system) is also taken into account and included in the inventory.

Energy consumption for processing and transportation is divided into the types of fuel used: natural gas, propane, gasoline, diesel and others (including unspecified fuels). Electricity consumption is also specified.

The consumption of primary resources for energy includes:

- extraction and refining of energy resources for the production of electricity

- extraction and refining of energy resources for the types of fuel used for processing and transportation

Emissions

The inventory subdivides emissions to air and water according to the steps in the life cycle.

Emissions include the following categories:

- emissions from processing

- emissions from transportation

- emissions from the production of electricity and fuel as well as from the extraction of energy resources

The type and amount of each emission is calculated for each category.

Waste

Waste from a system is defined as a material which can be neither reused nor recycled. The inventory of waste includes two categories: waste from production and waste from used packaging. The method of disposal for waste from production is described where this is known.

Used packaging is collected as household waste or disposed of in nature. It is assumed that 20% of the packaging not returned is dumped. In the case of household waste, it is assumed that 80% of the waste is incinerated and 20% is sent for landfill disposal (average for Denmark; source: Danish Environmental Protection Agency 1993).

15.1.4 Assumptions and limitations

The following presents assumptions and limitations which apply to all the packaging systems. Assumptions and limitations applying only to individual types of packaging are described in Chapters 5 to 12 of this report and in Reports 1 to 6.

Level of technology

The data in the study is based on the technology used in Denmark today (equipment, production methods, etc). The data for the types of packaging not used in Denmark is based on the technology used today in other countries.

Establishment

The study assumes that the different packaging systems already actually exist. Thus, special conditions relating to the establishment of new facilities for production, collection and transportation are not included.

Deposits

It is assumed that all used packaging is collected via a deposit system.

Isolated systems

It is assumed that each type of packaging can be seen as an isolated system. It is therefore also assumed that the use of each type of packaging does not affect the others or affect the return rate or results of the inventory.

Production equipment

The inventory does not include production equipment, buildings, the manufacture of transport facilities or consumption in connection with personnel, etc.

Container sizes

The study assumes that all the different types of container can be compared in spite of their different sizes. 0.25 litre and 1.5 litre bottles for soft drinks are compared even though the pattern of consumption of these two sizes differs. The differences between the use of 0.33 litre cans and 0.50 litre cans are of minor importance.

Transport packaging

The study does not include packaging materials for the transportation of new bottles and cans (pallets, plastic, etc). The significance of this is only limited, according to an evaluation of data from Sundstrøm (1991).

Transport capacity

Transport capacity denotes the ratio between actual and optimum load. The study assumes the same average capacity for all forms of transport. It has not been possible to define the capacity for each single load.

Sensitivity studies

The study includes sensitivity studies for the most important assumptions.

15.1.5 Omissions

General

The most important issues that have been omitted from this study are:

- Working environment
  The purpose of this study is solely to draw up an inventory for the natural environment, not to include the working environment or any aspects of health and safety.

- Changes in the landscape, etc
  The study does not include special needs for using large areas of land or changes to the landscape as a whole. This aspect has been excluded because it is impossible to quantify.

- Noise and smells
  Data on noise and smells has not been included in the study.

- Social considerations
  Data on social considerations has not been included in the study.

Specific

Some omissions are related to a specific type of packaging. These are all specified in Chapters 5 to 12. The most important are:

- The manufacture of PET granulate generates a large number of by-products. It has not been possible to include these in the material balance as no specific data is available on these by-products.

- It has not been possible to obtain sufficient data on the lacquer used for cans.

- It has not been possible to obtain sufficient data on the metals for alloying when aluminium and steel are processed and reclaimed.

- Secondary materials consumed during the life cycle of the different types of packaging are not included. Only the type and amount of each secondary material are included in the inventory. Secondary materials include, for instance, cleaning agents for rinsing bottles and lubricants for the manufacture of aluminium and steel foil.

- Of the emissions from waste incineration, only emissions of carbon dioxide from PET packaging is included. The very small quantities of airborne emissions from the incineration of other packaging materials have been omitted as they are of no significance for the overall results.

15.1.6 Data

Collection of data

The study was carried out between January 1993 and December 1994.

Data for the study of beer containers was collected in the period from January to April 1993. Data for the study of soft drinks containers was collected in the period from September to December 1993. Additional data on steel cans and basic data on energy was collected in the period from March to October 1994.

Site-specific data

The data for the main materials glass, aluminium and PET is mainly site-specific data from existing plant in Denmark and Sweden. Data for one-way PET bottles is based on the existing system for refillable PET bottles and data from literature on one-way bottles.

It has not been possible to use site-specific data for steel cans. Instead, data has been taken from existing literature and reviewed by steel can producers.

General data

In situations where site-specific data is not available, average data from existing literature has been used.

Data from literature is not as reliable as site-specific data because any assumptions and uncertainties may not be clearly defined.

Basic data on energy and transportation

Basic data on energy and transportation has been drawn from literature. Several sources of data have been used and compared in order to identify possible differences.

It is of importance for all the packaging systems whether electricity is produced in Denmark or Sweden, or based on a European or world average. Different scenarios have therefore been drawn up to illustrate these differences.

Uncertainties

Inclusion of the uncertainties relating to data used was a clear goal. In the case of site-specific data, most of the necessary information about uncertainties was retrieved from producers, etc. Occasionally information on uncertainties was available for data retrieved from other literature. Where no information on uncertainties was available, estimates were made.

15.1.7 Quality assurance

To avoid the possibility of criticism of the methodology and base data used, the Danish Environmental Protection Agency asked a panel of external experts to review the study.

The review was carried out in two stages. The first entailed a review of the methodology and base data for beer containers. The second covered the entire study and focused on general aspects and findings.

The members of the review panel for the first stage were:

- Henrik Kærgaard, COWIconsult AS, Denmark
- Lisbet Seedorff, COWIconsult AS, Denmark
- Ole Jørgen Hansen, Stiftelsen Østfoldforskning, Norway
- Göran Svensson, Chalmers Industriteknik, Sweden

Henrik Kærgaard at COWIconsult AS, Denmark, was responsible for the second stage of the review.

Additional quality review

Parts of this report were the subject of a further review in February 1995. This additional quality control did not cover the substantially reworked introduction and sections on methodology (Chapters 3 and 4) or the chapters on PET bottles and comparing the results for beer (Chapter 13) and soft drinks (Chapter 14) containers. However, it should be noted that the changes made to the sections on methodology (Chapters 3 and 4) are based solely on the findings of the panel of experts in their quality report. These related primarily to various packaging volumes, allocation principles, the environmental impact of energy supply (further details) and the data for steel cans.

15.2 Packaging included in the study

15.2.1 Quantities

Table 15.2 presents a summary showing the weight of each type of packaging and the total weight for the distribution of 1,000 litres of product.

Type of container	Weight per unit	Number of units per 1,000 litres	Weight per 1,000 litres of product
Refillable green glass bottles, 0.33 litres	325 grams	3,030	985 kg
Refillable clear glass bottles, 0.25 litres	265 grams	4,000	1,060 kg
One-way green glass bottles, 0.33 litres	160 grams	3,030	485 kg
One-way clear glass bottles, 0.33 litres	160 grams	3,030	485 kg
Aluminium cans, 0.33 litres	15.0 grams	3,030	45.5 kg
Aluminium cans, 0.50 litres	18.8 grams	2,000	37.5 kg
Steel cans, 0.33 litres	28.4 grams	3,030	86.0 kg
Steel cans, 0.50 litres	36.6 grams	2,000	73.1 kg
Refillable PET bottles, 0.50 litres	52 grams	2,000	104 kg
Refillable PET bottles, 1.50 litres	103 grams	667	68.7 kg
One-way PET bottles, 0.50 litres	25 grams	2,000	50 kg
One-way PET bottles, 1.50 litres	42 grams	667	28 kg

Table 15.2
Summary of the weights of the 12 types of container

15.2.2 Uncertainty and variations

The findings in the inventory are subject to two types of uncertainty: uncertainty related to the actual data and uncertainties related to the definition of the systems and their boundaries.

Uncertainties

In this study, uncertainties are defined as the uncertainties related to the actual data on the consumption of materials, energy, emissions and waste. The cause of these uncertainties may be changes in production, uncertainty related to measurements, differences in sources of data, etc.

Variation

In this study, "variations" are defined as changes in the results caused by changes in the given assumptions and system boundaries. These assumptions include, for instance, return rate, weight of a container, waste disposal methods and allocation methods. The effect on the results caused by such changes are evaluated on the basis of sensitivity studies.

Allocation

The packaging systems include consumption of reclaimed materials from other product systems. In addition, reclaimed materials are also produced within the packaging systems. The principles for including these materials in a particular packaging system or in other systems are very important for the overall results.

The main principle is the "50/50-method" for allocation. Other principles for allocation have been evaluated and the results are presented in Chapter 4.

Sensitivity studies

A series of sensitivity studies have been carried out in order to point out the most important variations for each packaging system.

The effects on the inventory for energy consumption are illustrated through the sensitivity studies. This includes, for instance, changes in return rate, container weight, assumptions for waste treatment, transportation, consumption of secondary materials and important omissions. It is assumed that the return rate for a one-way container will be 90%, and this assumption has been evaluated by carrying out calculations based on other return rates (85% and 98.5%).

Review

In order to illustrate the effects of uncertainties, allocation and other changes in the defined systems, studies have been carried out based on calculations of the consumption of energy. The main findings are shown in Table 15.3.

Type of container	Uncertainties	Allocation	Other changes (sensitivity studies)	Overall consequence of uncertainties and variations	
				Minimum	Maximum
Refillable green glass bottles, 0.33 litres	+/-27%	-0.4-+0.5%	-20%-+25%	÷42%	+60%
Refillable clear glass bottles, 0.25 litres	+/-26%	-0.3%-+0.3%	-20%-+25%	÷41%	+58%
One-way green glass bottles, 0.33 litres	+/-15%	-0.5%-+0.5%	-6%-+15%	÷24%	+39%
One-way clear glass bottles, 0.33 litres	+/-14%	-3.2%-+3.2	-6%-15%	÷25%	+41%
Aluminium cans, 0.33 litres	+/-19%	-6.8%-+6.8%	-10%-+15%	÷36%	+46%
Aluminium cans, 0.50 litres	+/-20%	-9%-+9%	-10%-+15%	÷38%	+50%
Steel cans, 0.33 litres	+/-16%	-13%-+0.2%	-5%-+5%	÷31%	+22%
Steel cans, 0.50 litres	+/-16%	-12%-0.3%	-5%-+5%	÷30%	+22%
Refillable PET bottles, 0.50 litres	+/-28%	-17%-+3.9%	-5%-+30%	÷43%	+73%
Refillable PET bottles, 1.50 litres	+/-30%	-18%-+4.2%	-5%-+30%	÷45%	+76%
One-way PET bottles, 0.50 litres	+/-39%	-53%-+13%	-15%-+5%	÷76%	+65%
One-way PET bottles, 1.50 litres	+/-36%	-42%-+11%	-15%-+5%	÷68%	+59%

Table 15.3
Summary of the findings for uncertainties, allocation and other changes in the defined systems based on calculations of the consumption of energy.

Table 15.3 shows that the uncertainties related to the data used varies between 10% and 20% for one-way bottles and cans, between 20% and 30% for refillable glass bottles and between 30% and 40% for PET bottles.

The uncertainties shown in the table represent uncertainties related to energy consumption. There are also uncertainties of at least the same magnitude related to the consumption of materials and generation of emissions and waste.

It can also be seen that PET bottles are most sensitive to changes in principles for allocation. Glass bottles are the least sensitive in this respect.

The effect of other changes (return rate, container weight, etc) is also shown.

If all the different areas of uncertainty are taken into account, the overall consequence can be expressed as a combination of uncertainties, allocation and other changes. It is statistically incorrect to estimate this overall minium and maximum consequence, but it does provide an indication of just how much uncertainty there is.

15.3 Beer containers

The following summarises the environmental inventory for beer containers. The findings include the consumption of materials and energy as well as the generation of emissions to air/water and waste. Further details and comments can be found in Chapter 13.

15.3.1 Consumption of materials

The consumption of materials for the container itself - the bottle or can - and for labels, capsules, boxes, etc, has been calculated. The amount of secondary materials consumed has also been calculated, as have the amounts of materials generated and reclaimed materials consumed. The findings are shown in Figure 15.2.

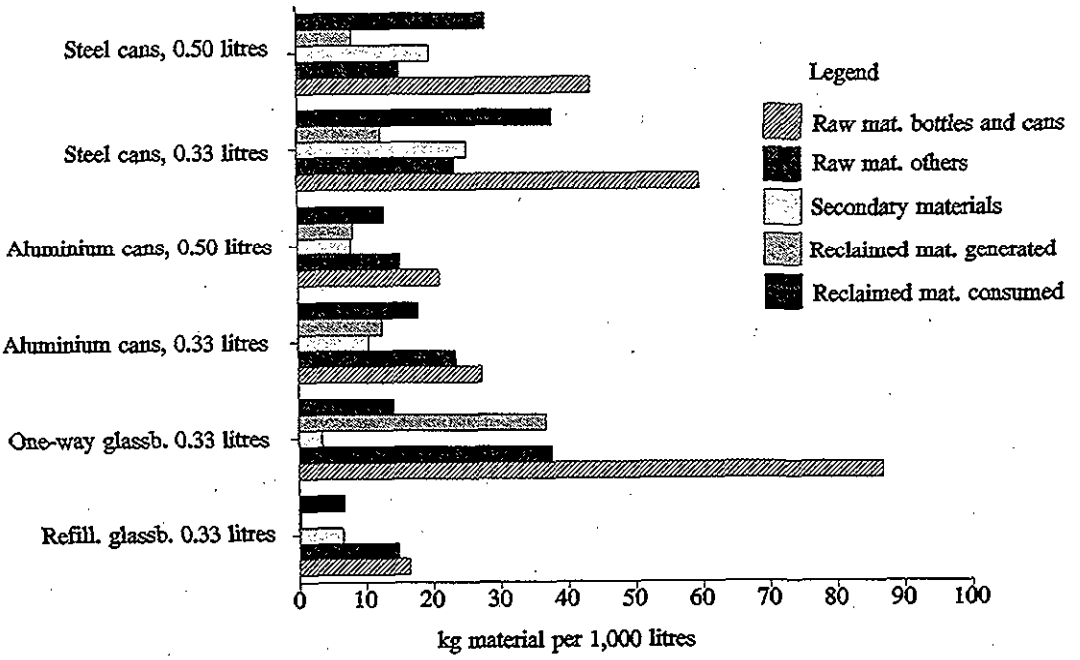


Figure 15.2
Consumption of materials for the distribution of 1,000 litres of beer.

The types and amounts of materials consumed for the 6 types of container differ widely and so direct comparison is not possible.

The findings from the inventory of the consumption of materials indicate that the consumption of materials is lowest for refillable 0.33 litre glass bottles. Consumption is a little higher for aluminium cans and highest for one-way bottles and steel cans.

The amounts of materials consumed do not say anything about environmental impact, and so no conclusions can be drawn with regard to differences between the environmental effects of the packaging systems.

15.3.2 Consumption of energy

This covers the consumption of energy for processing and transportation. The findings are illustrated in Figure 15.3.

The level of uncertainty related to this data is in the order of 30%, cf Appendix 2. This does not include variations in the defined systems (allocation, etc).

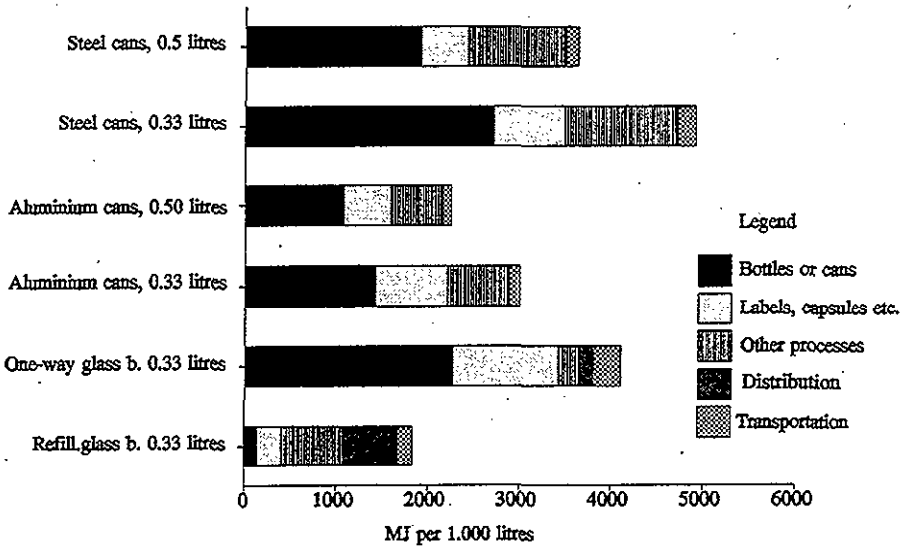


Figure 15.3
Consumption of energy for processing and transportation for the distribution of 1,000 litres of beer.

Figure 15.3 shows that the consumption of energy for manufacturing the packaging (bottle or can) is of minor importance in the case of refillable bottles and more important for the other types of packaging.

Consumption for transportation and distribution is of great significance for refillable bottles and of minor importance for the other types of packaging.

It has not been possible to point out clear differences in the consumption of energy for the 6 types of packaging as the uncertainties relating to the findings are relatively large.

Energy resources

The consumption of raw materials for the production of energy has been calculated. The losses of energy related to the production of electricity, refining of fuels, etc, are included. The findings are shown in Table 15.4.

The uncertainties for the data given in Table 15.4 are in the order of 100%. This does not include variations in the defined systems (allocation, etc).

Type of container	Coal	Lignite	Oil	Gas	Uranium	Potential content of energy in water	Wood in forest
Refillable green glass bottles, 0.33 litres	48 kg	4.7 kg	40 kg	8.4 Nm^3	0.31 grams	22 MJ	0.56 kg
One-way green glass bottles, 0.33 litres	100 kg	13 kg	33 kg	79 Nm^3	0.82 grams	64 MJ	1.15 kg
Aluminium cans, 0.33 litres	33 kg	13 kg	23 kg	22 Nm^3	3.7 grams	1,000 MJ	0.40 kg
Aluminium cans, 0.50 litres	26 kg	8.9 kg	17 kg	15 Nm^3	2.8 grams	847 MJ	0.31 kg
Steel cans, 0.33 litres	93 kg	48 kg	56 kg	35 Nm^3	3.4 grams	804 MJ	1.08 kg
Steel cans, 0.50 litres	74 kg	37 kg	43 kg	26 Nm^3	2.6 grams	551 MJ	0.85 kg

Table 15.4
Consumption of energy resources for the distribution of 1,000 litres of beer.

The findings reflect the consumption of energy and the types of energy resources used.

Table 15.4 shows that the consumption of renewable resources (water and wood) is relatively high for cans but of minor importance for bottles.

In terms of non-renewable resources, relatively large known reserves of coal and lignite are found on earth. For these types of energy resources the highest consumption is for one-way bottles and steel cans.

The findings indicate that the consumption of oil is highest for steel cans, less for bottles and lowest for aluminium cans.

The consumption of natural gas is highest by some margin for one-way bottles, because a large amount is used for heat in the glass manufacturing process. For the other packages, the findings indicate that consumption is lowest for refillable bottles.

The consumption of uranium is at a lower level for refillable bottles than the other types of packaging.

15.3.3 Emissions to air and water

Uncertainty

The uncertainty related to emissions to air and water is in the order of 50-100%. The uncertainties are lowest for emissions from processing and somewhat higher for emissions from transportation and the production of energy.

Selected components

In this summary a limited number of airborne and waterborne emissions are presented. The complete inventory consists of a large number of airborne and waterborne components which are presented in Chapters 5, 7, 9 and 10 and in Reports 1 to 4.

In general it is clear that the quantity of airborne components far outstrips the amount of waterborne components.

Airborne components

A summary of the airborne components is presented in Table 15.5.

Type of container	Particles	Carbon dioxide	Sulphur dioxide	Nitrogen oxides	Hydro-carbons	Radio-activity
Refillable green glass bottles, 0.33 litres	0.32 kg	222 kg	1.41 kg	1.57 kg	1.13 kg	27 MBq
One-way green glass bottles, 0.33 litres	0.70 kg	453 kg	2.60 kg	1.97 kg	1.86 kg	72 MBq
Aluminium cans, 0.33 litres	0.54 kg	178 kg	1.44 kg	0.60 kg	0.93 kg	327 MBq
Aluminium cans, 0.50 litres	0.41 kg	64 kg	1.04 kg	0.44 kg	0.68 kg	248 MBq
Steel cans, 0.33 litres	1.43 kg	431 kg	3.23 kg	1.35 kg	1.88 kg	294 MBq
Steel cans, 0.50 litres	1.12 kg	333 kg	2.45 kg	1.05 kg	1.44 kg	224 MBq

Table 15.5
Airborne emissions from the distribution of 1,000 litres of beer.

The amount of particles discharged is higher for steel cans than for the other types of packaging.

Because the inventory does not include all types of emissions, a comparison of the amounts of carbon dioxide emitted does not give a clear picture. For instance, emissions of carbon dioxide from the manufacture of steel and aluminium cans, capsules, boxes, etc, have not been calculated.

The figures for sulphur dioxide indicate that emissions are at the same level for glass bottles and aluminium cans and higher for steel cans.

Emissions of nitrogen oxides are lower for steel and aluminium cans than for glass bottles.

When the uncertainties are taken into account, comparison of the emissions of hydrocarbons does not present any clear picture.

The activity from airborne radioactive substances is at the same level for steel and aluminium cans and lower for glass bottles.

Waterborne emissions

A summary of the waterborne components is presented in Table 15.6.

Type of container	Dissolved and suspended substances	Biological Oxygen Demand	Chemical Oxygen Demand	Radioactivity
Refillable green glass bottles, 0.33 litres	47 grams	4,000 grams	4,250 grams	0.2 MBq
One-way green glass bottles, 0.33 litres	193 grams	30 grams	252 grams	0.7 MBq
Aluminium cans, 0.33 litres	125 grams	24 grams	200 grams	2.9 MBq
Aluminium cans, 0.50 litres	85 grams	16 grams	133 grams	2.2 MBq
Steel cans, 0.33 litres	170 grams	24 grams	203 grams	2.7 MBq
Steel cans, 0.50 litres	121 grams	16 grams	134 grams	2.1 MBq

Table 15.6
Waterborne emissions from the distribution of 1,000 litres of beer.

When the uncertainties are taken into account, comparison of waterborne emissions of dissolved and suspended substances does not present any clear picture.

The emissions of organic material behind the figures for biological and chemical oxygen demand originate from rinsing bottles and from the production of paper. The amounts are at the same level for all the types of container except refillable bottles where the emissions are much higher.

The activity from waterborne radioactive substances is lowest for refillable and one-way bottles, and higher for aluminium and steel cans.

15.3.4 Waste

Waste includes packaging discarded and not collected, plus waste from manufacturing and other industrial activities.

A comparison shows that the amount discarded is at or below the level of waste from industrial activities.

Discarded packaging

A summary of the amount of packaging discarded and not returned is presented in Figure 15.4.

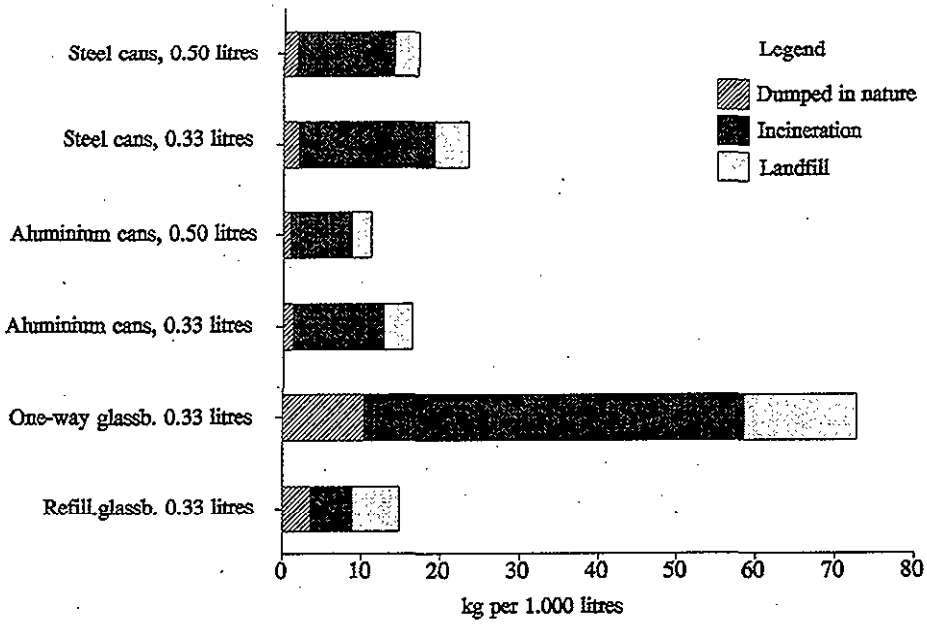


Figure 15.4
Amount of packaging discarded and not returned from the distribution of 1,000 litres of beer.

The distribution of discarded packaging is based on the assumption that 20% is dumped in nature and 80% is handled as household waste. The disposal of household waste breaks down into 80% incineration and 20% landfill.

Industrial waste

The amounts of waste generated in manufacturing processes are shown in Table 15.7. The related uncertainty ranges from 50% to 100%.

Type of container	Industrial waste	Hazardous waste	Radioactive waste	Unspecified waste
Refillable green glass bottles, 0.33 litres	23 kg	0.1 kg	0.1 litres	0.5 kg
One-way green glass bottles, 0.33 litres	46 kg	0.3 kg	0.1 litres	0.8 kg
Aluminium cans, 0.33 litres	34 kg	1.9 kg	0.08 litres	3.4 kg
Aluminium cans, 0.50 litres	26 kg	1.3 kg	0.06 litres	2.4 kg
Steel cans, 0.33 litres	49 kg	1.9 kg	0.2 litres	10 kg
Steel cans, 0.50 litres	39 kg	1.3 kg	0.1 litres	8.2 kg

Table 15.7
Amounts of waste generated by manufacturing and other industrial activities based on the distribution of 1,000 litres of beer.

The amounts of industrial waste are at the same low level for refillable glass bottles and aluminium cans. For one-way bottles and steel cans the amounts are larger.

The smallest amounts of hazardous waste are generated in the manufacture of refillable bottles; the amounts for one-way bottles are a little higher. The amounts for all four types of can are at the same substantially higher level.

The generation of radioactive waste is highest for steel cans and lower for the other types of container.

The generation of unspecified waste is highest for steel cans, less for aluminium cans and one-way bottles and lowest for refillable bottles.

15.4 Soft drinks containers

The following is a summary of the environmental inventory of soft drinks containers. The findings include the consumption of materials and energy as well as the generation of emissions to air/water and waste. Further details and comments can be found in Chapter 14.

15.4.1 Consumption of materials

The consumption of materials for the container itself - the bottle or can - as well as for labels, capsules, boxes, etc, has been calculated.

In addition, the amounts of secondary materials consumed have been calculated, as have the amounts of materials generated and reclaimed materials consumed. The findings are shown in Figure 15.5.

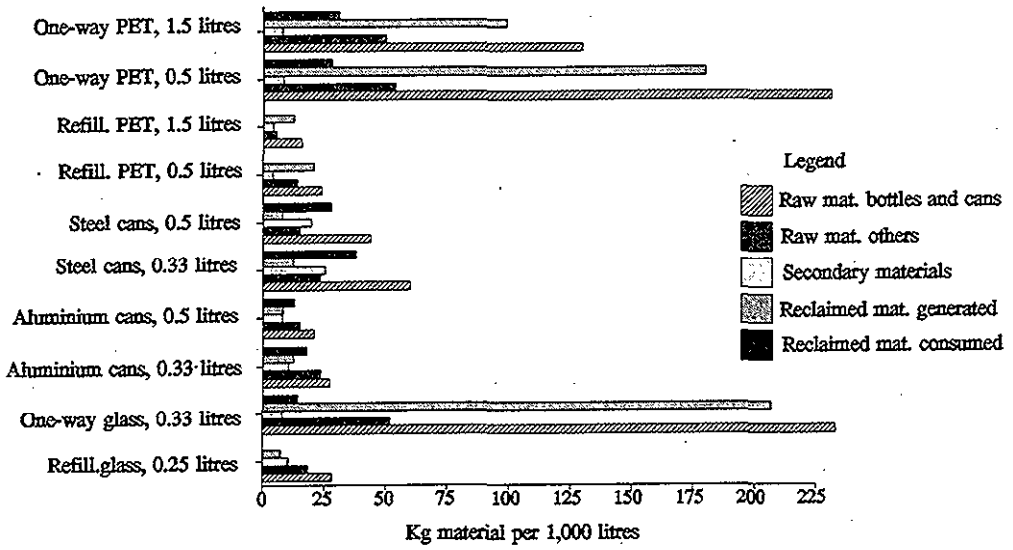


Figure 15.5
Consumption of materials for the distribution of 1,000 litres of soft drinks.

The types and amounts of materials consumed differ widely between the 10 types of container. The amounts and types of materials reclaimed also vary widely, making any direct comparison impossible.

15.3.2 Consumption of energy

This covers the consumption of energy for processing and transportation. The findings are illustrated in Figure 15.6.

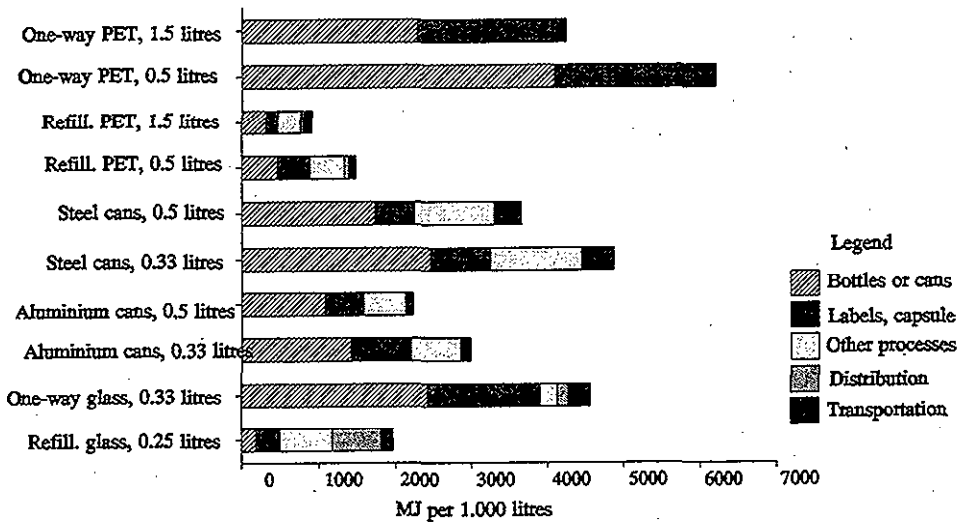


Figure 15.6
Consumption of energy for processing and transportation for the distribution of 1,000 litres of soft drinks.

The uncertainty related to the data used is approximately 30%. This excludes uncertainties related to different principles for allocation and other system changes.

Figure 15.6 shows that the consumption of energy for manufacturing the container (bottle or can) is highest for one-way PET bottles and alsó relatively high for one-way glass bottles and aluminium and steel cans.

The energy consumption for manufacturing capsules, labels, boxes, etc, is highest for one-way PET and glass bottles. This is mainly because these packages are transported in cardboard boxes.

The energy consumption for distribution is relatively high for refillable glass bottles, less for one-way glass bottles and very low for the other types of packaging.

Because the uncertainties of the findings are relatively large, it is not possible to point out any clear differences in total energy consumption for the 10 types of container.

Energy resources

The consumption of raw materials for the production of energy has been calculated. The losses of energy related to the production of electricity, refining of fuels, etc, are included. The findings are shown in Table 15.8.

Type of container	Coal	Lignite	Oil	Gas	Uranium	Potential content of energy in water	Wood in forest
Refillable clear glass bottles, 0.25 litres	49 kg	5.6 kg	43 kg	10 Nm^3	0.4 gr.	26 MJ	0.56 kg
One-way clear glass bottles, 0.33 litres	70 kg	16 kg	41 kg	91 Nm^3	1.0 gr.	85 MJ	0.87 kg
Aluminium cans, 0.33 litres	33 kg	13 kg	23 kg	22 Nm^3	3.7 gr.	1,000 MJ	0.40 kg
Aluminium cans, 0.50 litres	26 kg	8.9 kg	17 kg	15 Nm^3	2.8 gr.	847 MJ	0.31 kg
Steel cans, 0.33 litres	93 kg	48 kg	56 kg	35 Nm^3	3.4 gr.	804 MJ	1.08 kg
Steel cans, 0.50 litres	74 kg	37 kg	43 kg	26 Nm^3	2.6 gr.	551 MJ	0.85 kg
Refillable PET bottles, 0.50 litres	35 kg	7.9 kg	29 kg	6.0 Nm^3	0.5 gr.	35 MJ	0.41 kg
Refillable PET bottles, 1.50 litres	26 kg	4.3 kg	18 kg	3.5 Nm^3	0.3 gr.	20 MJ	0.30 kg
One-way PET bottles, 0.50 litres	112 kg	43 kg	74 kg	35 Nm^3	2.6 gr.	209 MJ	1.31 kg
One-way PET bottles, 1.50 litres	83 kg	30 kg	53 kg	25 Nm^3	1.8 gr.	147 MJ	0.96 kg

Table 15.8
Consumption of energy resources for the distribution of 1,000 litres of soft drinks.

The uncertainties for the data given in Table 15.8 are in the order of 100%. This does not include variations in the defined systems (allocation, etc).

Table 15.8 shows that the consumption of renewable resources (water and wood) is highest for aluminium and steel cans, less for one-way PET bottles and lowest for glass bottles and refillable PET bottles.

In terms of non-renewable resources, relatively large known reserves of coal and lignite are found on earth. For these types of energy resources the consumption is highest for one-way PET bottles and less for steel cans and one-way glass bottles. The lowest consumption is seen for refillable glass and PET bottles and aluminium cans.

The findings indicate that the consumption of oil is relatively high for one-way PET bottles, glass bottles and steel cans, while lower for aluminium cans and refillable PET bottles.

The consumption of natural gas is highest by some margin for one-way bottles, because a large amount is used for heat in the glass manufacturing process. The lowest consumption is for refillable glass and PET bottles.

The consumption of uranium is lower for glass bottles and refillable PET bottles than for the other types of packaging.

15.4.3 Emissions to air and water

Uncertainty

The uncertainty related to emissions to air and water is in the order of 50-100%. The uncertainties are lowest for emissions from processes and some what higher for emissions from transportation and the production of energy.

Selected components

This summary presents a limited number of airborne and waterborne emissions. The complete inventory consists of a large number of airborne and waterborne components, which are presented in Chapters 6, 8, 9, 10, 11 and 12 and in Reports 1 to 6.

In general it is clear that the amount of airborne components far outstrips the amount of waterborne components.

Airborne components A summary of the airborne components is presented in Table 15.9.

Type of container	Particles	Carbon dioxide	Sulphur dioxide	Nitro-gen oxides	Hydro-carbons	Radio-activity
Refillable clear glass bottles, 0.25 litres	0.34 kg	239 kg	1.47 kg	1.67 kg	1.19 kg	31 MBq
One-way clear glass bottles, 0.33 litres	0.77 kg	529 kg	2.67 kg	1.94 kg	1.89 kg	85 MBq
Aluminium cans, 0.33 litres	0.54 kg	178 kg	1.44 kg	0.60 kg	0.93 kg	327 MBq
Aluminium cans, 0.50 litres	0.41 kg	64 kg	1.04 kg	0.44 kg	0.68 kg	248 MBq
Steel cans, 0.33 litres	1.43 kg	431 kg	3.23 kg	1.35 kg	1.88 kg	294 MBq
Steel cans, 0.50 litres	1.12 kg	333 kg	2.45 kg	1.05 kg	1.44 kg	224 MBq
Refillable PET bottles, 0.5 litres	0.23 kg	178 kg	1.39 kg	0.64 kg	0.73 kg	42 MBq
Refillable PET bottles, 1.5 litres	0.16 kg	116 kg	0.85 kg	0.49 kg	0.50 kg	23 MBq
One-way PET bottles, 0.5 litres	0.80 kg	599 kg	4.30 kg	2.02 kg	2.52 kg	223 MBq
One-way PET bottles, 1.5 litres	0.60 kg	415 kg	3.21 kg	1.45 kg	1.86 kg	157 MBq

Table 15.9
Airborne emissions from the distribution of 1,000 litres of soft drinks.

The amount of particles discharged is highest for steel cans, less for glass bottles, one-way PET bottles and aluminium cans, and lowest for refillable PET bottles.

Because the inventory does not include all emissions, comparison of the amounts of carbon dioxide emitted does not present any clear picture. For instance, the emissions of carbon dioxide from the manufacture of steel and aluminium cans and PET bottles, capsules, boxes, etc, have not been calculated.

The figures for sulphur dioxide indicate that the emissions for refillable glass and PET bottles and aluminium cans are at the same low level compared to the other types of packaging.

Emissions of nitrogen oxides are higher for one-way PET bottles and glass bottles, less for steel cans and lowest for aluminium cans and refillable PET bottles.

When the uncertainties are taken into account, comparison of emissions of hydrocarbons does not present any clear picture. The findings indicate that emissions are at a lower level for aluminium cans and refillable bottles of PET than for the other types of packaging.

The activity from airborne radioactive substances is lowest for refillable PET and glass bottles, higher for one-way glass bottles and highest for the other types of packaging.

Waterborne emissions

A summary of the waterborne components is presented in Table 15.10.

Type of container	Dissolved and suspended substances	Biological Oxygen Demand	Chemical Oxygen Demand	Radioactivity
Refillable glass bottles, 0.25 litres	52 grams	4,000 grams	4,260 grams	0.3 MBq
One-way glass bottles, 0.33 litres	202 grams	36 grams	305 grams	0.8 MBq
Aluminium cans, 0.33 litres	125 grams	24 grams	200 grams	2.9 MBq
Aluminium cans, 0.50 litres	85 grams	16 grams	133 grams	2.2 MBq
Steel cans, 0.33 litres	170 grams	24 grams	203 grams	2.7 MBq
Steel cans, 0.50 litres	121 grams	16 grams	134 grams	2.1 MBq
Refillable PET bottles, 0.5 litres	36 grams	4,000 grams	4,230 grams	0.4 MBq
Refillable PET bottles, 1.5 litres	22 grams	4,000 grams	4,218 grams	0.2 MBq
One-way PET bottles, 0.5 litres	262 grams	51 grams	428 grams	2.1 MBq
One-way PET bottles, 1.5 litres	234 grams	54 grams	459 grams	1.4 MBq

Table 15.10
Waterborne emissions from the distribution of 1,000 litres of soft drinks.

The findings for waterborne emissions of dissolved and suspended substances indicate that the emissions are lowest for refillable PET and glass bottles, higher for aluminium and steel cans and one-way glass bottles, and highest for one-way PET bottles.

The emissions of organic material behind the figures for biological and chemical oxygen demand (BOD and COD) originate from rinsing bottles and the production of paper. The amounts are at the same level for all types of packaging except for refillable glass and PET bottles where the emissions are much higher.

From the ratio between BOD and COD it can be concluded that the waste water from the rinsing process is highly biodegradable, and that the waste water from paper production is scarcely biodegradable at all.

The activity from waterborne radioactive substances is lowest for refillable PET and glass bottles and one-way glass bottles, and higher for the other types of packaging.

15.4.4 Waste

Waste includes packaging discarded and not collected and waste from manufacturing and other industrial activities.

A comparison shows that the amount of packaging discarded is at the same level as the amount of waste from industrial activities or less. An exception to this is one-way glass bottles.

Discarded packaging

A summary of the amount of packaging waste discarded and not returned is presented in Figure 15.7.

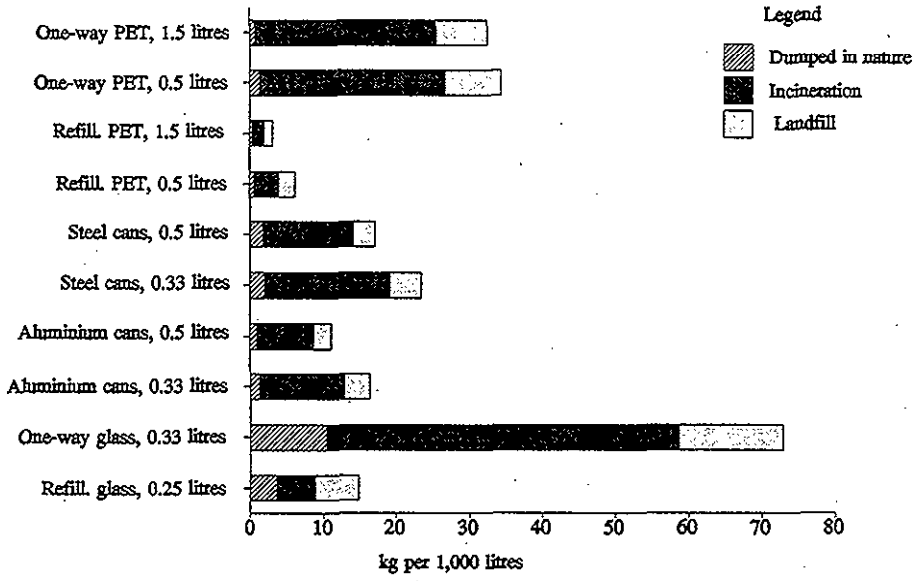


Figure 15.7
Amounts of packaging discarded and not returned from the distribution of 1,000 litres of soft drinks.

The distribution of discarded packaging is based on the assumption that 20% is dumped in nature and 80% handled as household waste. The disposal of household waste is assumed to break down into 80% incineration and 20% landfill.

Industrial waste

The amounts of waste generated by manufacturing activities are shown in Table 15.11. The related uncertainties range from 50% to 100%.

Type of container	Industrial waste	Hazardous waste	Radioactive waste	Unspecified waste
Refillable glass bottles, 0.33 litres	23 kg	0.1 kg	0.1 litres	0.7 kg
One-way glass bottles, 0.33 litres	36 kg	0.3 kg	0.1 litres	1.1 kg
Aluminium cans, 0.33 litres	34 kg	1.9 kg	0.08 litres	3.4 kg
Aluminium cans, 0.50 litres	26 kg	1.3 kg	0.06 litres	2.4 kg
Steel cans, 0.33 litres	49 kg	1.9 kg	0.2 litres	10 kg
Steel cans, 0.50 litres	39 kg	1.3 kg	0.1 litres	8.2 kg
Refillable PET bottles, 0.5 litres	17 kg	0.04 kg	0.1 litres	0.2 kg
Refillable PET bottles, 1.5 litres	12 kg	0.03 kg	0.06 litres	0.08 kg
One-way PET bottles, 0.5 litres	56 kg	0.1 kg	0.2 litres	2.7 kg
One-way PET bottles, 1.5 litres	41 kg	0.08 kg	0.2 litres	2.6 kg

Table 15.11
Amounts of industrial waste generated from the distribution of 1,000 litres of soft drinks.

The amount of industrial waste is lowest for refillable PET bottles, higher for glass bottles and aluminium cans, and highest for one-way PET bottles and steel cans.

The highest amounts of hazardous waste are generated from the distribution of aluminium and steel cans. The amounts for the other types of packaging are relatively small.

The generation of radioactive waste is highest for steel cans and one-way PET bottles, less for glass bottles and lowest for refillable PET bottles and aluminium cans.

The generation of unspecified waste is highest for steel cans, a little less for aluminium cans and one-way bottles, rather less for glass bottles and lowest for refillable PET bottles.

16 Referencer

General texts on life cycle assessment:

Huppes and Schneider (1994): Proceedings of the European Workshop on Allocation in LCA. Centre of Environmental Science of Leiden University, Section Substances & Products. Leiden, 24 and 25 February 1994. Under the auspices of SETAC-Europe, Brussels. Copies may be ordered from: CML-S&P, Secretariat, P.O. Box 9518, 2300 RA Leiden, The Netherlands, Fax: +31 71 277 434 / 277 496.

Lindfors et al. (1995): LCA-NORDIC. Technical Reports No 1-9. TemaNord 1995:502. Nordic Council of Ministers (Environment), Copenhagen 1994. ISBN 92 91 20 608 3 ISSN 0908-6692. Copies from: Nordic Council of Ministers. Store Strandstræde 18, DK-1255 Copenhagen K, Denmark, Fax: +45 33 96 02 02.

Lindfors et al (1995): LCA-NORDIC. Technical Reports No 10 and Special Reports No. 1-2. TemaNord 1995:503. Nordic Council of Ministers (Environment), Copenhagen 1994. ISBN 92 91 20 609 1 ISSN 0908-6692. Copies from: Nordic Council of Ministers. Store Strandstræde 18, DK-1255 Copenhagen K, Denmark, Fax: +45 33 96 02 02.

Relevant addresses:

SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) is a professional society that was founded in 1979 to provide a forum for individuals, scientists and institutions (authorities, industry and public interest groups) to provide research and education in environmental problem solving. SETAC has held several workshops on life cycle assessment, and experts from all over the world have participated in these workshops. Some of the main publications within the area of LCA is published in the forum of SETAC.

Membership is obtained by contacting:

Europe:
SETAC
Avenue E. Mounier 83, Box 1
1200 Brussels
Belgium
Tel: +32 2 772 72 81
Fax: +32 2 770 53 86

USA:
1010 North 12th Avenue
Pensacola, FL 32501
U.S.A.
Tel: +904 469 1500
Fax: +904 469 9778

Environmental management systems:
1992. Specification for Environmental management systems. BS7750:1992, BSI, London.
1992/3. Using Environmental Management Systems to Improve Profits. Graham & Trotman. London.

General texts on life cycle assessment:
Canadian Standars Association. 1993. Environmental life cycle assessment guideline.
Consoli, F., Allen, D., Boustead, I., De Oude, N., Fava, J., Franklin, W., Quay, B., Parrish, R., Perriman, R., Postlethwaite, D., Seguin, J. & Vigon, B. 1993. Guidelines for life cycle assessment: A "code of practice". Brussels & Pensacola: Cociety for Environmental Toxicology and Chemistry (Workshop in Sesimbra 31.3.-3.4.1993).

Fava, J.A., Denison, R., Jones, B., Currand, M.A., Vigon, B., Selke, S. & Barnum, J. 1991. A Technical Framework for Life Cycle Assessments. Washington DC: Society of Env. Toxicology and Chemistry & SETAC Foundation for Env. Education Inc. (Workshop in Smugglers Notch, 18-23.08.1990).

Fava, J., Consolo, F., Denison R., Dickson, K., Mohin, T. & Vigon, B. 1993. A Conceptual Framework for Life Cycle Impact Assessment.

Pensacola: SETAC Foundation for Env. Education Inc. (Workshop in Sandestin, 1-7.02.1992).

Nordisk Ministerråd. 1992. Product Life Cycle Assessment. København: Svensk-Norsk Bogimport (Nord 1992:9).

SustainAbility Ltd. 1993. The LCA Sourcebook. A European Business guide to Life Cycle Assessement. London: SustainAbility Ltd.

B.W. Vigon, D.A. Tolle, B.W. Cornaby, H.C. Latham, C.L. Harrison, T.L. Boguski, R.G. Hunt & J.D. Sellers. 1993. Life cycle assessment: Inventory guidelines and princoples. Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Washington D.C. & Cincinnati (EPA/600/R-92/245).

Bilag 1 Data for allokering

I det følgende opstilles og beskrives for hvert system den allokeringsmetode, der giver systemet den mindste og den største miljøbelastning. Endvidere beskrives den allokeringsmetode, der i bedst muligt omfang beskriver den realistiske situation.

1.1 Genpåfyldelige 33 cl grønne flasker til øl

Allokeringsproblem

Genpåfyldelige grønne 33 cl flasker fremstilles i dag med 70% skår i glasmengen.

Der tabes 1,5% materiale i systemet (ikke returnerede flasker fra forbruger). Samtidig kasseres 1,2% flasker som skår på bryggeriet. Der er derfor behov for at forny 2,7% af flaskebestanden. De kasserede flasker samt en blanding af råmaterialer og skår skal danne grundlag for produktion af disse nye flasker. Nye flasker fremstilles af 70% skår og 30% råmaterialer. De 70% skår svarer til 44% bryggeriskår og 26% skår fra andre systemer.

I systemet anvendes skår fra andre systemer stammende fra vinflasker og anden glasemballage. Disse skår har oprindeligt været udvundet af råvarer. I det følgende opstilles 3 allokeringsmetoder for hvorledes miljøbelastningen fra udvinding af råvarer til fremstilling af glas til de forudliggende systemer skal allokeres til systemet for grønne, genpåfyldelige flasker. Desuden allokeres miljøbelastningen fra den affaldsbortskaffelse, de tilførte skår giver.

Af de 26,6 kg glas, der skal anvendes til fremstilling af nye flasker til systemet, kommer 11,80 kg fra systemet i form af bryggeriskår, og der tilføres 6,8 kg skår fra andre systemer.

Mindst belastende

Det vurderes, at det allokeringsprincip, der giver systemet for de genpåfyldelige glasflasker til øl den mindste, samlede miljøbelastning, er cut-off-metoden eller Östermarks metode. I det følgende er data for cut-off metoden opstillet.

De tilførte skår fra andre systemer skal oparbejdes i systemet, men er i øvrigt "gratis" for systemet. Der indregnes ingen andel af miljøbelastningen fra udvinding af primære råstoffer for disse tilførte skår. Miljøbelastningen for affaldsbortskaffelsen af det glas, der stammer fra de tilførte skår, tildeles systemet for de genpåfyldelige glasflasker.

Den samlede mængde råstoffer er vist i tabel 1.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-tillæg	Forbrug, der tilskrives systemet
Sand	6,3 kg	0 kg	6,3 kg
Soda	1,65 kg	0 kg	1,65 kg
Kalk	1,65 kg	0 kg	1,65 kg

Tabel 1
Råvareforbrug for genpåfyldelige 33 cl grønne flasker for den allokeringsmetode, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning.

Mest belastende

Det vurderes, at den allokeringsmetode, der giver systemet den største miljøbelastning, er Karlssons allokeringsprincip. Princippet svarer til, at spild i systemet erstattes af nye råvarer. Der anvendes således ikke skår fra andre systemer. Hele affaldsmængden tilregnes systemet.

Tillægget for de tilførte skår fremgår af tabel 2.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-tillæg	Forbrug, der tilskrives systemet
Sand	6,3 kg	4,1 kg	10,4 kg
Soda	1,65 kg	0,97 kg	2,62 kg
Kalk	1,65 kg	1,63 kg	3,28 kg

Tabel 2
Råvareforbrug for genpåfyldelige 33 cl grønne flasker for den allokeringsmetode, der giver systemet den største, samlede miljøbelastning.

Realistisk situation

Allokeringsprincippet 50/50 giver følgende: For "andre skår", der har været anvendt i et andet system før (dette kunne fx. være til vinflasker), tildeles 50% af miljøbelastningen (forbrug af råvarer, energi, emissioner og affald) til systemet for genpåfyldelige flasker. Endvidere fraskrives systemet 50% af miljøbelastningen for den affaldsbortskaffelse, de tilførte skår giver. (De resterende 50% af miljøbelastningen for affaldsbortskaffelse tilskrives jf. 50/50-allokeringsprincippet det oprindelige system, hvor de primære råmaterialer blev udvundet).

Den samlede mængde råstoffer er vist i tabel 3.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-tillæg	Forbrug, der tilskrives systemet
Sand	6,3 kg	2,41 kg	8,71 kg
Soda	1,65 kg	0,61 kg	2,42 kg
Kalk	1,65 kg	0,77 kg	2,26 kg

Tabel 3
Råvareforbrug for genpåfyldelige 33 cl grønne flasker for den valgte allokeringsmetode.

1.2 Genpåfyldelige klare flasker til læskedrik

Genpåfyldelige, klare 25 cl flasker til læskedrik fremstilles i dag med 26% skår i glasmængden.

Allokeringsproblem

I systemet indsamles flere skår end der i dag anvendes til fremstilling af nye flasker. Dette skyldes blandt andet, at den klare fraktion skår skal være meget ren for at kunne anvendes til fremstilling af klart glas. Klare skår, der således indeholder urenheder i form af farvede skår, vil i stedet blive anvendt til fremstilling af farvet glas.

Der tabes 1,5% materiale i systemet (ikke returnerede flasker fra forbruger). Der skal anvendes 31,8 kg glas til opretholdelse af systemet. Der fremkommer 15,9 kg glas som bryggeriskår, og skal derfor suppleres med 15,9 kg nyt glas.

Der tages udgangspunkt i en skårprocent på 26,7%, som den er i dag på Holmegaard, hvilket betyder, at der fremkommer 23,3% skår eller 7,4 kg overskydende skår, der kan anvendes i andre systemer.

Allokeringsproblemet er derfor, hvordan disse tiloversblevne skår tilskrives systemet for klare glasflasker.

Mindst belastende

Det vurderes, at det allokeringsprincip, der giver systemet for de genpåfyldelige glasflasker til læskedrik den mindste, samlede miljøbelastning, er Karlssons allokeringsprincip. Systemet skal kun belastes af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer samt fra bortskaffelse af de materialer, der tabes i systemet.

Der tabes 15,9 kg materialer i systemet (ikke-returnerede flasker fra forbrugerne), som skal erstattes af nye råmaterialer.

Den samlede mængde råstoffer er vist i tabel 4.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-fradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Sand	16,73 kg	- 6,36 kg	10,37 kg
Soda	4,55 kg	- 1,72 kg	2,83 kg
Kalk	4,74 kg	- 1,15 kg	3,59 kg
Feldspat	1,32 kg	- 0,43 kg	0,89 kg

Tabel 4
Råvareforbrug for genpåfyldelige 25 cl klare flasker for den allokeringsmetode, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning.

Hele affaldsmængden tilregnes systemet.

Mest belastende

Det vurderes, at den allokeringsmetode, der giver systemet den største miljøbelastning, er cut-off metoden. Systemet ikke tilgodeskrives ikke noget for de tiloversblevne skår, og hele den miljøbelastning, der kommer fra udvinding af råmaterialer, tilskrives systemet. Der tilgodeskrives således intet for de tiloversblevne skår. Hele affaldsmængden tilskrives systemet.

Den samlede mængde råstoffer er vist i tabel 5.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-fradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Sand	16,73 kg	0 kg	16,73 kg
Soda	4,55 kg	0 kg	4,55 kg
Kalk	4,74 kg	0 kg	4,74 kg
Feldspat	1,32 kg	0 kg	1,32 kg

Tabel 5
Råvareforbrug for genpåfyldelige 25 cl klare flasker for den allokeringsmetode, der giver systemet den største, samlede miljøbelastning.

Der er således 7,40 kg bryggeriskår tilovers, der ikke anvendes i produktionen, og som ikke tilgodeskrives systemet.

Realistisk situation

Ved anvendelse af 50/50 allokeringssystemet fås følgende: Det antages, at tiloversblevne skår erstatter råvarer i andre glasemballagesystemer. Denne besparelse tilgodeskrives systemet 50%, således at 50% af miljøbelastningen til udvinding af råvarer til fremstilling af de tiloversblevne skår (7,4 kg glas) modregnes det faktiske råvareforbrug.

Til gengæld tilregnes systemet et tillæg for 50% af den endelige affaldsdeponering af de tiloversblevne skår - uanset, hvilket system, disse skår måtte blive anvendt til. Skårenes videre skæbne kendes ikke.

Den samlede mængde råstoffer er vist i tabel 6.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-fradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Sand	16,73 kg	- 2,41 kg	14,32 kg
Soda	4,55 kg	- 0,84 kg	3,89 kg
Kalk	4,74 kg	- 0,66 kg	3,90 kg
Feldspat	1,32 kg	- 0,21 kg	1,11 kg

Tabel 6
Råvareforbrug for genpåfyldelige 25 cl klare flasker for den valgte allokeringsmetode.

1.3 Engangsflasker af grønt glas til øl

Allokeringsproblem

Grønne 33 cl engangsflasker af glas fremstilles med 85% skår i glasmengen. Da det er forudsat, at der indsamles 90% skår, er der flere skår til rådighed, end der kan anvendes i systemet.

Allokeringsmetoderne belyser derfor hvordan disse tiloversblevne, indsamlede skår tilskrives systemet for engangsflasker af grønt glas.

Mindst belastende

Det vurderes, at det allokeringsprincip, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning, er Karlssons allokeringsprincip. Systemet skal kun belastes af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer samt fra bortskaffelse af de materialer, der tabes i systemet.

Der tabes 10% materialer i systemet (ikke-returnerede flasker fra forbrugerne), som skal erstattes af nye råmaterialer. Da der anvendes 85% skår i mengen, skal systemet tilgodeskrives for de sidste 5% skår.

Forbruget af råvarer og dermed den mængde råvarer, der udvindes, fremgår af tabel 7.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-fradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Sand	55,8 kg	- 19,7 kg	36,1 kg
Soda	15,0 kg	-5,0 kg	10,0 kg
Kalk	15,0 kg	- 5,0 kg	10,0 kg

Tabel 7
Råvareforbrug for 33 cl grønne engangsflasker af glas for den allokeringsmetode, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning.

Mest belastende

Det vurderes, at den allokeringsmetode, der giver systemet den største miljøbelastning, er cut-off metoden. Systemet tilgodeskrives ikke noget for de tiloversblevne skår, og hele den miljøbelastning, der kommer fra udvinding af råmaterialer, tilskrives systemet. Der tilgodeskrives således intet for de tiloversblevne skår. Hele affaldsmængden tilskrives systemet.

Forbruget af råvarer og dermed den mængde råvarer, der udvindes, fremgår af tabel 8.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-fradrag	Forbrug, der tilskrives system-et
Sand	55,8 kg	0 kg	55,8 kg
Soda	15,0 kg	0 kg	15,0 kg
Kalk	15,0 kg	0 kg	15,0 kg

Tabel 8
Råvareforbrug for 33 cl grønne engangsflasker af glas for den allokeringsmetode, der giver systemet den største, samlede miljøbelastning.

Realistisk situation

Ved anvendelse af 50/50 allokeringssystemet fås følgende: Det antages, at tiloversblevne skår erstatter råvarer i andre glasemballagesystemer. Denne besparelse tilgodeskrives systemet 50%, således at 50% af miljøbelastningen til udvinding af råvarer til fremstilling af de tiloversblevne skår (24,2 kg glas) modregnes det faktiske råvareforbrug.

Til gengæld tilregnes systemet et tillæg for 50% af den endelige affaldsdeponering af de tiloversblevne skår - uanset, hvilket system, disse skår måtte blive anvendt til. Skårenes videre skæbne kendes ikke.

Den mængde råvarer, der derved skal udvindes fremgår af tabel 9.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-fradrag	Forbrug, der tilskrives syste-met
Sand	55,8 kg	- 9,9 kg	45,9 kg
Soda	15,0 kg	-2,5 kg	12,5 kg
Kalk	15,0 kg	- 2,5 kg	12,5 kg

Tabel 9
Råvareforbrug for 33 cl grønne engangsflasker af glas for den valgte allokeringsmetode.

1.4 Engangsflasker af klart glas til læskedrik

Allokeringsproblem

Klare 33 cl engangsflasker af glas fremstilles med 50% skår i glasmengen. Da det er forudsat, at der indsamles 90% skår, er der flere skår til rådighed, end der kan anvendes i systemet (svarende til 40% af vægten af de fremstillede flasker).

Allokeringsmetoderne belyser derfor hvordan disse tiloversblevne, indsamlede skår tilskrives systemet for engangsflasker af klart glas.

Mindst belastende

Det vurderes, at det allokeringsprincip, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning er Karlssons allokeringsprincip.

Systemet skal kun belastes af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer samt fra bortskaffelse af de materialer, der tabes i systemet.

Der tabes 10% materialer i systemet (ikke-returnerede flasker fra forbrugerne), som skal fornys af nye råmaterialer. Da der anvendes 50% skår i mengen, skal systemet tilgodeskrives for de sidste 40% skår.

Forbruget af råvarer og dermed den mængde råvarer, der udvindes, fremgår af tabel 10.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-fradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Sand	154,2 kg	- 120,7 kg	33,3 kg
Soda	54,3 kg	-43,2 kg	11,1 kg
Kalk	56,7 kg	- 45,2 kg	11,5 kg
Feldspat	15,8 kg	-12,8 kg	3,0 kg

Tabel 10
Råvareforbrug for 33 cl klare engangsflasker af glas for den allokeringsmetode, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning.

Mest belastende

Det vurderes, at den allokeringsmetode, der giver systemet den største miljøbelastning, er cut-off metoden. Systemet tilgodeskrives ikke noget for de tiloversblevne skår, og hele den miljøbelastning, der kommer fra udvinding af råmaterialer, tilskrives systemet. Der tilgodeskrives således intet for de tiloversblevne skår. Hele affaldsmængden tilskrives systemet.

Forbruget af råvarer og dermed den mængde råvarer, der udvindes, fremgår af tabel 11.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-fradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Sand	154,2 kg	0 kg	154,2 kg
Soda	54,3 kg	0 kg	54,3 kg
Kalk	56,7 kg	0 kg	56,7 kg
Feldspat	15,8 kg	0 kg	15,8 kg

Tabel 11
Råvareforbrug for 33 cl klare engangsflasker af glas for den allokeringsmetode, der giver systemet den største, samlede miljøbelastning.

Realistisk situation

Ved anvendelse af 50/50 allokeringssystemet fås følgende: Det antages, at tiloversblevne skår erstatter råvarer i andre glasemballagesystemer. Denne besparelse tilgodeskrives systemet 50%, således at 50% af miljøbelastningen til udvinding af råvarer til fremstilling af de tiloversblevne skår (193,9 kg glas) modregnes det faktiske råvareforbrug.

Til gengæld tilregnes systemet et tillæg for 50% af den endelige affaldsdeponering af de tiloversblevne skår - uanset, hvilket system, disse skår måtte blive anvendt til. Skårenes videre skæbne kendes ikke.

Den mængde råvarer, der derved skal udvindes fremgår af tabel 12.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokerings-fradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Sand	154,2 kg	- 61,7 kg	92,5 kg
Soda	54,3 kg	-21,7 kg	32,6 kg
Kalk	56,7 kg	- 22,7 kg	34,0 kg
Feldspat	15,8 kg	-6,3 kg	9,5 kg

Tabel 12
Råvareforbrug for 33 cl klare engangsflasker af glas for den valgte allokeringsmetode.

1.5 Aluminiumsdåser

Allokeringsproblem

Til fremstilling af aluminiumsdåser anvendes sekundært aluminium til dåsekroppen. Til låget anvendes enten en blanding af primært (25%) og sekundært aluminium (75%) eller primært aluminium.

Det er forudsat, at 90% af dåserne materialegenvindes, og at det indsamlede materiale samt processkrot oparbejdes til sekundært aluminium.

Det betyder, at der tilføres sekundært aluminium fra andre systemer.

Allokeringsmetoderne belyser anvendelse af dette sekundære aluminium.

Mindst belastende

Det vurderes, at det allokeringsprincip, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning er cut-off-metoden eller Östermarks metode. I det følgende er data for cut-off metoden opstillet.

Den tilførte sekundære aluminium fra andre systemer skal oparbejdes i systemet, men er i øvrigt "gratis" for systemet. Der indregnes ingen andel af miljøbelastningen fra udvinding af primære råstoffer for denne tilførte sekundære aluminium. Miljøbelastningen for affaldsbortskaffelsen af den aluminium, der stammer fra den tilførte sekundære aluminium, tildeles systemet.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Primær aluminium	3,787 kg	0	3,787 kg
Sekundær aluminium	3,777 kg	0	3,777 kg

Tabel 12
Råvareforbrug for 33 cl aluminiumsdåser for den allokeringsmetode, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Primær aluminium	2,500 kg	0	2,500 kg
Sekundær aluminium	3,774 kg	0	3,774 kg

Tabel 13
Råvareforbrug for 50 cl aluminiumsdåser for den allokeringsmetode, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning.

Mest belastende

Det vurderes, at den allokeringsmetode, der giver systemet den største miljøbelastning, er Karlssons allokeringsprincip. Princippet svarer til, at spild i systemet erstattes af nye råvarer. Der anvendes således ikke sekundær aluminium fra andre systemer. Hele affaldsmængden tilregnes systemet.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Primær aluminium	3,787 kg	+3,777 kg	7,564 kg
Sekundær aluminium	3,777 kg	-3,774 kg	0

Tabel 14
Råvareforbrug for 33 cl aluminiumsdåser for den allokeringsmetode, der giver systemet den største, samlede miljøbelastning.

For 33 cl dåser:
Der tabes i alt 7,564 kg materiale i systemet. Dette skal erstattes af primær aluminium.

For 50 cl dåser:
Der tabes i alt 6,274 kg materiale i systemet. Dette skal erstattes af primær aluminium.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Primær aluminium	2,500 kg	+3,774 kg	6,274 kg
Sekundær aluminium	3,774 kg	-3,774 kg	0

Tabel 15
Råvareforbrug for 50 cl aluminiumsdåser for den allokeringsmetode, der giver systemet den største, samlede miljøbelastning.

Realistisk situation

Allokeringsprincippet 50/50 giver følgende: For sekundær aluminium, der har været anvendt i et andet system før, tildeles 50% af miljøbelastningen (forbrug af råvarer, energi, emissioner og affald) til systemet. Endvidere fraskrives systemet 50% af miljøbelastningen for den affaldsbortskaffelse, den tilførte aluminium giver. De resterende 50% af miljøbelastningen for de affaldsbortskaffelsen tilskrives jf. 50/50-allokeringsprincippet det oprindelige system, hvor de primære råmaterialer blev udvundet.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Primær aluminium	3,787 kg	+1,889 kg	5,676 kg
Sekundær aluminium	3,777 kg	0 kg	3,777 kg

Tabel 16
Råvareforbrug for 33 cl aluminiumsdåser for den valgte allokeringsmetode.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Primær aluminium	2,500 kg	+1,887 kg	4,387 kg
Sekundær aluminium	3,774 kg	0	3,774 kg

Tabel 17
Råvareforbrug for 50 cl aluminiumsdåser for den valgte allokeringsmetode.

For 33 cl dåser tilføres 3,777 kg sekundært aluminium og der skal udvindes 5,676 kg primær aluminium (=3,787 kg primært aluminium + 50% af 3,777 kg sekundært).

For 50 cl dåser tilføres 3,774 kg sekundært aluminium og der skal udvindes 4,387 kg primær aluminium (= 2,500 kg primært aluminium + 50% af 3,774 kg sekundært).

1.6 Ståldåser

Allokeringsproblem

Til fremstilling af ståldåser anvendes fortinnet stålplade til dåsekroppen og aluminium til dåsens låg. Mængden af tin er meget lille (0,2%) og dette materiale betragtes som hjælpestof.

Der kan anvendes stål fra jernmalm og skrot til dåsens krop. Til dåsens låg tages udgangspunkt i, at der anvendes 25% primær aluminium og 75% sekundært aluminium (PLM, 1993).

I systemet tabes materialerne i flere trin:

Under fremstilling af låg og dåser går materiale til spilde. Dette processkrot er forholdsvis rent og kan anvendes igen. Stålskrot returneres i systemet og omsmeltes. Aluminiumsskrottet kan genindvindes til sekundær aluminium, og der skal derved tilføres systemet mindre mængder sekundært aluminium.

90% af dåserne indsamles og materialegenvindes - de resterende 10% returneres ikke, men ender i dagrenovationen og som diffus forurening. Både stål og aluminium går tabt i dette trin.

Ved oparbejdningen af de returnerede ståldåser kan stålet genvindes, mens aluminium hovedsageligt fremkommer som affald. Dette aluminium er derfor tabt for systemet.

Allokeringsmetoderne belyser anvendelse af sekundære materialer i form af skrot og sekundært aluminium.

Mindst belastende

Det vurderes, at det allokeringsprincip, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning er cut-off-metoden eller Östermarks metode. I det følgende er data for cut-off metoden opstillet.

Den tilførte skrot og sekundære aluminium fra andre systemer skal oparbejdes i systemet, men er i øvrigt "gratis" for systemet. Der indregnes ingen andel af miljøbelastningen fra udvinding af primære råstoffer for tilført skrot og sekundær aluminium. Miljøbelastningen for affaldsbortskaffelsen af det skrot og den aluminium, der stammer fra de tilførte sekundære materialer, tildeles systemet.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Stål fra jernmalm	11,392 kg	0 kg	11,392 kg
Stål fra skrot	11,392 kg	0 kg	11,392 kg
Primær aluminium	3,919 kg	0 kg	3,919 kg
Sekundær aluminium	8,104 kg	0 kg	8,104 kg

Tabel 18
Råvareforbrug for 33 cl ståldåser for den allokeringsmetode, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Stål fra jernmalm	9,847 kg	0 kg	9,847 kg
Stål fra skrot	9,847 kg	0 kg	9,847 kg
Primær aluminium	2,586 kg	0 kg	2,586 kg
Sekundær aluminium	5,348 kg	0 kg	5,348 kg

Tabel 19
Råvareforbrug for 50 cl ståldåser for den allokeringsmetode, der giver systemet den mindste, samlede miljøbelastning.

Mest belastende

Det vurderes, at den allokeringsmetode, der giver systemet den største miljøbelastning, er Karlssons allokeringsprincip. Princippet svarer til, at spild i systemet erstattes af nye råvarer. Der anvendes således ikke skrot eller sekundær aluminium fra andre systemer. Hele affaldsmængden tilregnes systemet.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Stål fra malm	11,392 kg	+11,392 kg	22,784 kg
Stål fra skrot	11,392 kg	-11,392 kg	0 kg
Primær aluminium	3,919 kg	+8,104 kg	12,023 kg
Sekundær aluminium	8,104 kg	-8,104 kg	0 kg

Tabel 20
Råvareforbrug for 33 cl ståldåser for den allokeringsmetode, der giver systemet den største samlede miljøbelastning.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Stål fra malm	9,847 kg	+9,847 kg	19,694 kg
Stål fra skrot	9,847 kg	-9,847 kg	0 kg
Primær aluminium	2,586 kg	+5,348 kg	7,934 kg
Sekundær aluminium	5,348 kg	-5,348 kg	0 kg

Tabel 21
Råvareforbrug for 50 cl ståldåser for den allokeringsmetode, der giver systemet den største samlede miljøbelastning.

For 33 cl dåser:
Der tabes i alt 34,806 kg materiale i systemet som ikke-returnerede dåser og skrot fra oparbejdning. Dette skal erstattes af:
22,784 kg fra jernmalm og
12,023 kg primær aluminium.

For 50 cl dåser:
Der tabes i alt 27,628 kg materiale i systemet som ikke-returnerede dåser og skrot fra oparbejdning. Dette skal erstattes af:
19,694 kg stål fra jernmalm og
7,934 kg primær aluminium.

Realistisk situation

Allokeringsprincippet 50/50 giver følgende: For skrot og sekundær aluminium, der har været anvendt i et andet system før, tildeles 50% af miljøbelastningen (forbrug af råvarer, energi, emissioner og affald) til systemet. Endvidere fraskrives systemet 50% af miljøbelastningen for den affaldsbortskaffelse, den tilførte skrot og aluminium giver. (De resterende 50% af miljøbelastningen for de affaldsbortskaffelsen tilskrives jf. 50/50-allokeringsprincippet det oprindelige system, hvor de primære råmaterialer blev udvundet).

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Stål fra malm	11,392 kg	+5,696 kg	17,088 kg
Stål fra skrot	11,392 kg	0 kg	11,392 kg
Primær aluminium	3,919 kg	+4,052 kg	7,971 kg
Sekundær aluminium	8,104 kg	0 kg	8,104 kg

Tabel 22
Råvareforbrug for 33 cl ståldåser for den valgte allokeringsmetode.

Råstoffer	Forbrug af råstoffer	Allokeringsfradrag	Forbrug, der tilskrives systemet
Stål fra malm	9,847 kg	+4,924 kg	14,771 kg
Stål fra skrot	9,847 kg	0 kg	9,847 kg
Primær aluminium	2,586 kg	2,674 kg	5,260 kg
Sekundær aluminium	5,348 kg	0 kg	5,348 kg

Tabel 23
Råvareforbrug for 50 cl ståldåser for den valgte allokeringsmetode.

For 33 cl dåser tilføres:
11,392 kg stål fra skrot og der skal udvindes 17,088 kg stål fra jernmalm (= 11,392 kg stål fra jernmalm + 50% af 11,392 kg stål fra skrot)
8,104 kg sekundært aluminium og der skal udvindes 7,971 kg primært aluminium (= 3,919 kg primært alu. + 50% af 8,104 kg sekundært alu).

For 50 cl dåser tilføres:
9,847 kg stål fra skrot og der skal udvindes 14,771 kg stål fra jernmalm (= 9,847 kg stål fra jernmalm + 50% af 9,847 kg stål fra skrot)

5,348 kg sekundært aluminium og der skal udvindes 5,260 kg primært aluminium (= 2,586 kg primært alu + 50% af 5,348 kg sekundært alu).

1.7 Genpåfyldelige PET-flasker

Allokeringsproblem

Genpåfyldelige PET-flasker fremstilles af primært materiale, da oparbejdet PET ikke kan anvendes til levnedsmiddelemballager. Da flaskerne indsamles, opstår der PET-scrap, der kan oparbejdes til sekundært PET, som kan anvendes i andre systemer, men kun til produkter af en anden kvalitet, som fx. fyld i dynejakker eller møbler.

Allokeringsproblemet for PET-systemet består derfor i at allokere det producerede sekundære PET - og herunder at vurdere "værdien" af det producerede sekundære PET - som er af en ringere kvalitet end det oprindeligt anvendte primære PET.

Dertil kommer, at det er af stor betydning for allokeringsprincipperne, om PET-materialet går direkte til forbrænding eller om det genanvendes til f.eks havestole, før det forbrændes.

Plastmaterialet har et relativt højt energiindhold, som kan genvindes ved forbrænding med energiudnyttelse. Afhængig af om det antages, at den indsamlede plast forbrændes, deponeres eller anvendes i et andet produktsystem vil plastens energiindhold blive udnyttet forskelligt.

Det er forudsat, at returprocenten for genpåfyldelige PET-flasker er 98,5%. Endvidere er der tab og kassation ved tapning på 3,5% samt et tab på 1% ved fremstilling af flasker.

Mindst belastende

Karlssons allokeringsprincip betyder, at systemet kun belastes af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer samt bortskaffelse af de materialer, der tabes i systemet. I systemet for genpåfyldelige PET-flasker anvendes en returprocent på 98,5%. Endvidere er der tab ved fremstilling af flasker og kassation ved tapning. Systemet skal kun tilregnes udvinding af råmaterialer samt forbrændingsenergi fra denne mængde PET. Karlssons allokeringsprincip vurderer ikke "værdien" af det sekundære PET i forhold til det primære - og der er derfor ikke taget højde for kvalitetsforringelsen i systemet.

For 150 cl flasker tabes i alt 3,468 kg PET, og for 50 cl flasker tabes 5,253 kg. Systemet tilregnes kun udvinding og forbrænding af disse mængder.

Mest belastende

Cut-off allokeringsprincippet medfører, at systemet ikke tilgodeskrives for den producerede mængde sekundære PET, når denne materialegenvindes til f.eks havemøbler. Hvis PET'en derimod gik til affaldsforbrænding, ville allokeringsmetoden betyde, at systemet blev tilgodeskrevet for al den energi, der kan udvindes ved forbrænding. Hele den miljøbelastning, der kommer fra udvinding af råmaterialer, og hele affaldsmængden tilskrives systemet.

Systemet for genpåfyldelige PET-flasker bærer derfor 100% af miljøbelastningen fra udvindingen.

Af den mængde flasker, der ikke returneres fra forbrugeren, bortskaffes 80% gennem dagrenovationen, hvor 80% forbrændes og 20% deponeres. Den del, der ikke bortskaffes gennem dagrenovationen (20%), deponeres diffust i naturen. Det er således 64% af den mængde, der ikke returneres, der bortskaffes ved forbrænding.

I tabel 24 er opgjort de affaldsmængder, der henregnes til systemet for PET-flasker.

PET-systemet tilgodeskrives den mængde forbrændingsenergi, der fremkommer ved forbrænding af materiale, der henregnes til systemet - men ikke for forbrænding af de materialemængder, der tilgodeskrives.

	50 cl flasker	150 cl flasker
Samlet materialemængde ud af systemet	5,253 kg	3,468 kg
Mængde PET, der henregnes til systemet for PET-flasker		
Materiale til deponi + diffus forurening	0,562 kg	0,371 kg
Materiale til forbrænding i alt (fra forbruger)	0,998 kg	0,659 kg
Mængde PET, der henregnes til andre systemer		
Materiale til andre systemer	3,693 kg	2,438 kg

Tabel 24
Bortskaffelse af sekundært PET fra systemet for genpåfyldelige flasker for maksimumsituationen.

Realistisk situation

For systemet for genpåfyldelige PET-flasker tages kun delvist udgangspunkt i 50/50-allokeringsprincippet.

I følge 50/50-allokeringsprincippet skulle den tiloversblevne PET erstatte råvarer i andre systemer - f.eks havemøbler. Denne besparelse skulle tilgodeskrives systemet 50%, således at 50% af miljøbelastningen til udvinding af råvarer til fremstilling af PET-granulat blev modregnet det faktiske råvareforbrug.

Da sekundært PET ikke kan anvendes til flaskefremstilling, og da sekundært PET er af en lavere kvalitet end primært PET, allokeres hele miljøbelastningen fra udvinding af råvarer til fremstilling af PET-granulat til flaskesystemet. Systemet for genpåfyldelige PET-flasker bærer derfor 100% af miljøbelastningen fra udvindingen.

Til gengæld tilgodeskrives systemet for 50% af den endelige affaldsforbrænding af den sekundære PET (dvs. 1,846 kg, der svarer til 50% af den mængde PET, der i tabel 24 blev henregnet til andre systemer) uanset, hvilket system, dette PET måtte blive anvendt til. Den endelige skæbne af PET'en kendes ikke.

Som for minimum-situationen vil en del af den mængde flasker, der ikke returneres fra forbrugeren bortskaffes ved forbrænding (64%).

I tabel 25 er opgjort de mængder, der henregnes til systemet for genpåfyldelige PET-flasker.

	50 cl flasker	150 cl flasker
Samlet materialemængde ud af systemet	5,253 kg	3,468 kg
Mængde PET, der henregnes til systemet for PET-flasker		
Materiale til deponi + diffus forurening	0,562 kg	0,371 kg
Materiale til forbrænding i alt (fra forbruger + scrap)	2,845 kg	1,878 kg
Mængde PET, der henregnes til andre systemer		
Materiale til andre systemer	1,846 kg	1,219 kg

Tabel 25
Bortskaffelse af sekundært PET fra systemet for genpåfyldelige flasker for den valgte situation.

Ingen af de beskrevne allokeringsmetoder belyser i tilstrækkeligt omfang kvalitetsforringelse.

1.8 Engangsflasker af PET

Allokeringsproblem

Engangsflaskerne af PET har samme allokeringsproblem som de genpåfyldelige PET-flasker. De fremstilles af primært materiale, da oparbejdet PET ikke kan anvendes til levnedsmiddelemballager. Da flaskerne indsamles, opstår der PET-scrap, der kan oparbejdes til sekundært PET, som kan anvendes i andre systemer, men kun til produkter af en anden kvalitet, som fx. fyld i dynejakker eller møbler.

Allokeringsproblemet for PET-systemet består derfor i at allokere det producerede sekundære PET - og herunder at vurdere "værdien" af det producerede sekundære PET - som er af en ringere kvalitet end det oprindeligt anvendte primære PET.

Dertil kommer, at det er af stor betydning for allokeringsprincipperne, om PET-materialet går direkte til forbrænding eller om det genanvendes til f.eks havestole, før de forbrændes.

Plastmaterialet har et relativt højt energiindhold, som kan genvindes ved forbrænding med energiudnyttelse. Afhængig af, om det antages at den indsamlede plast forbrændes, deponeres eller anvendes i et andet produktsystem vil plastens energiindhold blive udnyttet forskelligt.

Det er forudsat, at returprocenten for engangsflaskerne af er 90%. Endvidere er der et tab på 1% ved fremstilling af flasker.

Mindst belastende

Karlssons allokeringsprincip betyder, at systemet kun belastes af miljøbelastningen fra udvinding af råvarer samt bortskaffelse af de materialer, der tabes i systemet. I systemet for engangsflasker af PET anvendes en returprocent på 90%. Endvidere er der tab ved fremstilling af flasker. Systemet skal kun tilregnes udvinding af råmaterialer samt forbrændingsenergi fra denne mængde PET. Karlssons allokeringsprincip vurderer ikke "værdien" af det sekundære PET i forhold til det primære - og der er derfor ikke taget højde for kvalitetsforringelsen i systemet.

For 150 cl flasker tabes i alt 28,283 kg PET, og for 50 cl flasker tabes 50,505 kg. Systemet tilregnes kun udvinding og forbrænding fra disse mængder.

Mest belastende

Cut-off allokeringsprincippet medfører, at systemet ikke tilgodeskrives for den producerede mængde sekundære PET, når denne materialegenvindes til f.eks havemøbler. Hvis PET'en derimod gik til affaldsforbrænding, ville allokeringsmetoden betyde, at systemet blev tilgodeskrevet for al den energi, der kan udvindes ved forbrænding. Hele den miljøbelastning, der kommer fra udvinding af råmaterialer, og hele affaldsmængden tilskrives systemet.

Af den mængde flasker, der ikke returneres fra forbrugeren, bortskaffes 80% gennem dagrenovationen, hvor 80% forbrændes og 20% deponeres. Den del, der ikke bortskaffes gennem dagrenovationen (20%), deponeres diffust i naturen. Det er således 64% af den mængde, der ikke returneres, der bortskaffes ved forbrænding.

I tabel 26 er opgjort de mængder, der henregnes til systemet for engangs-PET-flasker.

PET-systemet tilgodeskrives den mængde forbrændingsenergi, der fremkommer ved forbrænding af materiale, der henregnes til systemet - men ikke for forbrænding af de materialemængder, der tilgodeskrives.

	50 cl flasker	150 cl flasker
Samlet materialemængde ud af systemet	50,505 kg	28,283 kg
Mængde PET, der henregnes til systemet for PET-flasker		
Materiale til deponi + diffus forurening	1,800 kg	1,008 kg
Materiale til forbrænding i alt (fra forbruger)	3,200 kg	1,792 kg
Mængde PET, der henregnes til andre systemer		
Materiale til andre systemer	45,505 kg	25,483 kg

Tabel 26
Bortskaffelse af sekundært PET fra systemet for engangs-flasker for maksimum-situationen.

Realistisk situation

For systemet for engangsflasker af PET tages kun delvist udgangspunkt i 50/50-allokeringsprincippet.

I følge 50/50-allokeringsprincippet skulle den tiloversblevne PET erstatte råvarer i andre systemer - f.eks havemøbler. Denne besparelse skulle tilgodeskrives systemet 50%, således at 50% af miljøbelastningen til udvinding af råvarer til fremstilling af PET-granulat blev modregnet det faktiske råvareforbrug.

Da sekundært PET ikke kan anvendes til flaskefremstilling, og da sekundært PET er af en lavere kvalitet end primært PET, allokeres hele miljøbelastningen fra udvinding af råvarer til fremstilling af PET-granulat til flaskesystemet. Systemet for engangs-PET-flasker bærer derfor 100% af miljøbelastningen fra udvindingen.

Til gengæld tilgodeskrives systemet for 50% af den endelige affaldsforbrænding af den sekundære PET - uanset, hvilket system, dette PET måtte blive anvendt til. Det vil sige 22,753 kg, der svarer til 50% af den mængde PET, der i tabel 26 blev henregnet til andre systemer. Den endelige skæbne af PET'en kendes ikke.

Som for minimum-situationen vil en del af den mængde flasker, der ikke returneres fra forbrugeren, bortskaffes ved forbrænding (64%).

I tabel 27 er opgjort de mængder, der henregnes til systemet for PET-flasker.

	50 cl flasker	150 cl flasker
Samlet materialemængde ud af systemet	50,505 kg	28,283 kg
Mængde PET, der henregnes til systemet for PET-flasker		
Materiale til deponi + diffus forurening	1,800 kg	1,008 kg
Materiale til forbrænding i alt (fra forbruger og scrap)	3,200 kg	1,792 kg
Mængde PET, der henregnes til andre systemer		
Materiale til andre systemer	45,505 kg	25,483 kg

Tabel 27
Bortskaffelse af sekundært PET fra systemet for engangsflasker for den valgte situation.

Ingen af de beskrevne allokeringsmetoder belyser i tilstrækkeligt omfang kvalitetsforringelse.

Bilag 2 Usikkerhedsberegninger

Dette bilag omfatter de anvendte principper for beregning af usikkerheder, grundlæggende antagelser og forudsætninger om datausikkerheder samt beregning af usikkerheden på energiforbruget for hvert emballagesystem.

2.1 Principper for usikkerhedsberegning

Den formel, der almindeligvis benyttes til praktisk beregning af usikkerhed, bygger på, at en given størrelse er en funktion af flere variable.

Denne funktion kan skrives på formen:

$f(x) = f(a,b,c,d,.....)$

I praksis kan denne formel være af formen:

$E_{tot} = k*E_1 + l*E_2 + m*E_3 + n*E_4$

hvor E_1, E_2, E_3,.... er ikke sammensatte værdier og k, l, m ..... er konstanter.

Usikkerheden på f(x) (det beregnede resultat) betegnes $\Delta(x)$. $\Delta(x)$ beregnes ud fra formlen:

$[\Delta(x)]^2 = [(\delta x/\delta a)*\Delta a]^2 + [(\delta x/\delta b)*\Delta b]^2 + [(\delta x/\delta c)*\Delta c]^2 + \ldots$

I praksis kan beregningsformlen være:

$\Delta E_{tot} = \sqrt{(k * \Delta E_1)^2 + (l * \Delta E_2)^2 + (m * \Delta E_3)^2 + (n * \Delta E_4)^2}$

hvor ΔE_1, ΔE_2, ΔE_3 .... er usikkerheden på de enkelte data.

2.2 Antagelser og forudsætninger

Det er forsøgt at fremskaffe oplysninger om usikkerheden på de anvendte data. I et vist omfang er dette lykkedes, men der er en række situationer, hvor usikkerheden på de anvendte data ikke er oplyst.

I sådanne situationer er usikkerheden skønnet. Ved de foretagne skøn er indgået en overvejelse om de pågældende datas oprindelse og kvalitet.

Som grundlag for de foretagne skøn er der taget følgende udgangspunkt om usikkerheder:

-	For materialer:	Stedspecifikke data	10%
		Litteraturdata	25%
-	For procesenergi:	Stedspecifikke data	10%
		Litteraturdata	50%
-	For transportenergi:	Generelle data	100%
-	For emissioner:	Stedspecifikke data	25%
		Litteraturdata	50%
-	For affald:	Stedspecifikke data	10%
		Litteraturdata	50%

I det efterfølgende er skønnede usikkerheder mærket #.

2.3 Genpåfyldelige 33 cl grønne glasflasker

I det følgende er usikkerhederne på de anvendte data anført. De anførte usikkerheder er dels baseret på indsamlede oplysninger og dels på skønnede størrelser.

Materialer

Usikkerheder omkring materialeforbrug er oplyst fra Holmegaard og fra Carlsberg.

Materialer	Usikkerhed
Råvarer til glasfremstilling	5%
Kemikalier til flaskevask	5%
Øvrige hjælpestoffer til flasker	# 25%
Materialeforbrug til - etiketter - kapsler - kasser	# 25%

Tabel 1
Usikkerheder på materialeforbrug for genpåfyldelige 33 cl grønne glasflasker.

Energi

Usikkerheden omkring det direkte energiforbrug er primært oplyst fra Carlsberg og Holmegaard.

Transportenergien er beregnet på basis af et kendt distributionssystem ud fra litteraturdata vedrørende energiforbrug og emissioner pr. transporteret mængde.

Energi	Usikkerhed
Råvareudvinding	5%
Glasproduktion	5%
Tapning	50%
Forbrug	# 50%
Genvinding	5%
Bortskaffelse	# 50%
Fremstilling af - etiketter - kapsler - kasser	# 50%
Transport	# 50%

Tabel 2
Usikkerheder på direkte energiforbrug for 33 cl grønne genpåfyldelige glasflasker.

Beregning af den samlede usikkerhed på opgørelsen af det direkte energiforbrug er vist i tabel 3.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed i %	Δx	$\Sigma (\Delta x)^2$
Råvareudvinding	19,5	5%	1,0	1
Glasproduktion	118,9	5%	5,9	35
Tapning	640,0	50%	320,0	102.400
Forbrug	44,3	# 50%	22,2	491
Genvinding	0,5	5%	0,0	0
Bortskaffelse	1,7	# 50%	0,9	1
Fremstilling af - etiketter - kapsler - kasser	 113,7 115,1 34,0	 # 50% 	 56,9 57,6 17,0	 3.232 3.312 389
Transport	743,2	# 50%	371,6	138.087
Sum	1.831			247.847
Beregnet samlet usikkerhed				498

Tabel 3
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 33 cl grønne genpåfyldelige glasflasker.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±27%.

Emissioner og affald

Bestemmelse af emissioner og affald er i overvejende grad baseret på litteraturdata.

Emissioner	Usikkerhed
Luftbårne emissioner	# 50%
Vandbårne emissioner	# 50%
Affald - kasserede emballager - øvrigt affald	 # 10% # 50%

Tabel 4
Usikkerheder på emissioner og affald for 33 cl genpåfyldelige glasflasker.

2.4 Genpåfyldelige 25 cl klare glasflasker

De usikkerheder, der er anført for genpåfyldelige 33 cl grønne flasker, vil også være gældende for genpåfyldelige 25 cl klare glasflasker, da udgangspunktet og datagrundlaget for de to kortlægninger er det samme.

I tabel 5 er vist en beregning af usikkerheden på opgørelse af det direkte energiforbrug.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed i %	Usikkerhed Δx	$\Sigma (\Delta x)^2$
Råvareudvinding	32,1	5%	1,6	3
Glasproduktion	142,1	5%	7,1	50
Tapning	640,0	50%	320,0	102.400
Forbrug	47,7	# 50%	23,9	569
Genvinding	0,3	5%	0	0
Bortskaffelse	1,8	# 50%	1	1
Fremstilling af - etiketter - kapsler - Kasser	 133,3 151,9 34,7	 # 50%	 66,7 76,0 17,4	 4.442 5.768 301
Transport	791,3	# 50%	395,7	156.539
Sum	1.975			270.073
Beregnet samlet usikkerhed				520

Tabel 5
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 25 cl klare genpåfyldelige glasflasker.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±26%.

2.5 Grønne 33 cl engangsflasker af glas

De usikkerheder, der er anført for genpåfyldelige 33 cl grønne flasker, vil også være gældende for 33 cl grønne engangsflasker af glas, da udgangspunktet og datagrundlaget for de to kortlægninger er det samme.

Usikkerheden med hensyn til transport er dog sat til 100%, da transportsystemet for engangsflasker er mindre sikkert fastlagt end for genpåfyldelige flasker.

I tabel 6 er vist en beregning af usikkerheden på opgørelse af det direkte energiforbrug.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed i %	Δx	$\Sigma (\Delta x)^2$
Råvareudvinding	100,2	5%	5,0	25
Glasproduktion	2.167,3	5%	108,4	11.743
Tapning	180,0	50%	90,0	8.100
Forbrug	21,8	# 50%	10,9	119
Genvinding	17,4	5%	0,9	1
Bortskaffelse	5,6	# 50%	2,8	8
Fremstilling af				
- etiketter	112,4		56,2	3.158
- kapsler	115,1	# 50%	57,6	3.312
- kartonbakker	732,3		366,2	134.066
- krympefolie	96,9		48,5	2.347
Transport	415,5	# 100%	451,5	206.570
Sum	4.000			369.449
Beregnet samlet usikkerhed				608

Tabel 6
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 33 cl grønne engangsflasker af glas.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±15%.

2.6 Klare 33 cl engangsflasker af glas

De usikkerheder, der er anført for genpåfyldelige 33 cl grønne flasker, vil også være gældende for 33 cl klare engangsflasker af glas, da udgangspunktet og datagrundlaget for de to kortlægninger er det samme.

Usikkerheden med hensyn til transport er dog sat til 100%, da transportsystemet for engangsflasker er mindre sikkert fastlagt end for genpåfyldelige flasker.

I tabel 7 er vist en beregning af usikkerheden på opgørelse af det direkte energiforbrug.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed i %	Δx	$\Sigma (\Delta x)^2$
Råvareudvinding	259,8	5%	13,0	169
Glasproduktion	2.167,3	5%	108,4	11.743
Tapning	180,0	50%	90,0	8.100
Forbrug	21,8	# 50%	10,9	119
Genvinding	13,9	5%	0,7	0
Bortskaffelse	5,6	# 50%	2,8	8
Fremstilling af				
- etiketter	231,9		116,0	13.444
- skruelåg	412,5	# 50%	206,3	42.539
- kartonbakker	732,5		366,3	134.139
- krympefolie	96,9		48,5	2.347
Transport	441,8	# 100%	441,8	195.187
Sum	4.564			395.696
Beregnet samlet usikkerhed				629

Tabel 7
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 33 cl klare engangsflasker af glas.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±14%.

2.7 Aluminiumsdåser

I det følgende er usikkerhederne på de anvendte data for 33 cl og 50 cl aluminiumsdåser anført. De anførte usikkerheder er dels baseret på indsamlede oplysninger og dels på skønnede størrelser.

Materialer

Usikkerheder omkring emballageproduktion og genvinding er oplyst af PLM Fosie samt Gränges. Oplysninger omkring tapning er givet af Carlsberg/Tuborg.

Materialer	Usikkerhed
Råvarer til Al-produktion	# 25%
Hjælpestoffer	10%
Materialeforbrug til - Hi-Cone - kartonkasser	# 25%

Tabel 8
Usikkerheder på materialeforbrug for 33 cl og 50 cl aluminiumsdåser.

Energi

Data til råvareudvinding er baseret på litteraturdata. Data omkring emballageproduktion, tapning og genvinding er baseret på specifikke oplysninger, hvor usikkerheden er blevet oplyst.

Energiforbruget til forbrug, bortskaffelse samt fremstilling af Hi-Cone og kartonbakker er baseret på litteraturdata, hvor usikkerheden er skønnet.

Transportenergien er bestemt ud fra et teoretisk opstillet distributionssystem og litteraturdata.

Energi	Usikkerhed
Råvareudvinding	# 50%
Dåseproduktion	10%
Tapning	50%
Forbrug	# 50%
Genvinding	10%
Bortskaffelse	# 50%
Fremstilling af - Hi-Cone - kartonkasser	# 50%
Transport	# 100%

Tabel 9
Usikkerheder på det direkte energiforbrug for 33 cl og 50 cl aluminiumsdåser.

I tabel 10 og 11 er den samlede usikkerhed på opgørelsen af det direkte energiforbrug vist for 33 cl og 50 cl aluminiumsdåser.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed i %	Δx	Σ (Δx)²
Råvareudvinding	818,8	# 50%	409,4	167.608
Dåseproduktion	604,0	10%	60,4	3.648
Tapning	55,0	50%	27,5	756
Forbrug	0,6	# 50%	0,3	0
Genvinding	680,0	10%	68,0	4.624
Bortskaffelse	- 89,0	# 50%	- 44,5	1.980
Fremstilling af - Hi-Cone - kartonkasser	 49,5 732,3	# 50%	 24,8 366,2	 613 134.066
Transport	129,0	# 100%	129,0	16.641
Sum	2.980			329.936
Beregnet samlet usikkerhed				574

Tabel 10
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 33 cl aluminiumsdåser.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±19%.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed i %	Δx	Σ (Δx)²
Råvareudvinding	675,6	# 50%	337,8	114.109
Dåseproduktion	398,0	10%	39,8	1.584
Tapning	55,0	50%	28,7	756
Forbrug	0,5	# 50%	0,3	0
Genvinding	561,3	10%	56,1	3.151
Bortskaffelse	- 73,0	# 50%	- 29,4	1.332
Fremstilling af - Hi-Cone - kartonkasser	 32,7 483,3	# 50%	 16,4 241,7	 267 58.395
Transport	97,9	# 100%	97,9	9.584
Sum	2.230			189.178
Beregnet samlet usikkerhed				434

Tabel 11
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 50 cl aluminiumsdåser.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±20%.

Emissioner og affald

Bestemmelser af emissioner og affald er i overvejende grad baseret på litteraturdata. Usikkerheden for disse vurderes at ligge på niveau med data for 33 cl genpåfyldelige glasflasker til øl, og der henvises derfor til tabel 4.

2.8 Ståldåser

I det følgende er usikkerhederne på de anvendte data for 33 cl og 50 cl ståldåser anført. De anførte usikkerheder er dels baseret på indsamlede oplysninger og dels på skønnede størrelser.

Materialer

Usikkerheder omkring materialeproduktion er baseret på litteraturoplysninger samt specifikke produktionsoplysninger. Oplysninger om emballageproduktion er de samme som anvendt for aluminiumsdåser. Oplysninger omkring tapning er givet af Carlsberg/Tuborg.

Materialer	Usikkerhed
Råvarer til stål og Al-produktion	# 25%
Hjælpestoffer	# 25%
Materialeforbrug til - Hi-Cone - kartonkasser	# 25%

Tabel 12
Usikkerheder på materialeforbrug for 33 cl og 50 cl ståldåser.

Energi

Data til råvareudvinding er baseret på litteraturdata samt specifikke procesoplysninger. Data omkring emballageproduktion og tapning er baseret på specifikke oplysninger, hvor usikkerheden er blevet oplyst.

Energiforbruget til forbrug, bortskaffelse samt fremstilling af Hi-Cone og kartonbakker er baseret på litteraturdata, hvor usikkerheden er skønnet.

Ved inddragelse af en egentlig genvinding og aftinning af stålet skønnes det, at usikkerheden på energiforbruget til genvinding er på 50%.

Transportenergien er bestemt ud fra et teoretisk opstillet distributionssystem og litteraturdata.

Energi	Usikkerhed
Råvareudvinding	# 25%
Dåseproduktion	10%
Tapning	50%
Forbrug	# 50%
Genvinding	# 25%
Bortskaffelse	# 50%
Fremstilling af - Hi-Cone - kartonkasser	# 50%
Transport	# 100%

Tabel 13
Usikkerheder på det direkte energiforbrug for 33 cl og 50 cl ståldåser.

I tabel 14 og 15 er den samlede usikkerhed på opgørelsen af det direkte energiforbrug vist for 33 cl og 50 cl ståldåser.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed i %	 Δx	 $\Sigma (\Delta x)^2$
Råvareudvinding	1.892,1	# 25%	473,0	223.753
Dåseproduktion	565,0	10%	56,5	3.192
Tapning	55,0	50%	27,5	756
Forbrug	0,6	# 50%	0,3	0
Genvinding	1.177,5	# 25%	294,4	86.671
Bortskaffelse	-22,6	# 50%	-11,3	128
Fremstilling af - Hi-Cone - kartonkasser	 49,5 732,3	# 50%	 24,8 366,2	 613 134.066
Transport	313,1	# 100%	313,1	98.032
Sum	4.763			547.293
Beregnet samlet usikkerhed				740

Tabel 14
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 33 cl ståldåser.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±16%.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed i %	Δx	Σ (Δx)²
Råvareudvinding	1.363,3	# 25%	340,8	116.162
Dåseproduktion	365,0	10%	36,5	1.332
Tapning	55,0	50%	27,5	756
Forbrug	0,5	# 50%	0,3	0
Genvinding	1.008,9	# 25%	252,2	63.617
Bortskaffelse	-15,0	# 50%	-7,5	56
Fremstilling af - Hi-Cone - kartonkasser	 32,7 483,3	# 50%	 16,4 241,7	 267 58.395
Transport	253,0	# 100%	253,0	64.009
Sum	3.547			304.594
Beregnet samlet usikkerhed				552

Tabel 15
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 50 cl ståldåser.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±16%.

Emissioner og affald

Bestemmelser af emissioner og affald er i overvejende grad baseret på litteraturdata. Usikkerheden for disse vurderes at ligge på niveau med data for 33 cl genpåfyldelige glasflasker til øl, og der henvises til tabel 4.

2.9 Genpåfyldelige PET-flasker

I det følgende er usikkerhederne på de anvendte data opstillet. De anførte usikkerheder er dels baseret på indsamlede oplysninger og dels på skønnede størrelser.

Materialer

Usikkerhederne omkring materialeforbrug er dels baseret på litteraturdata, hvor størrelsen af usikkerheden ikke er anført og dels på oplysninger fra tapperier.

Materialer	Usikkerhed
Råvarer til PET-fremstilling	# 25%
Kemikalier til flaskevask	# 10%
Øvrige hjælpestoffer til flasker	# 25%
Materialeforbrug til - etiketter - låg - kasser	# 25%

Tabel 16.
Usikkerheder på materialeforbrug for genpåfyldelige 0,5 liter og 1,5 liter PET-flasker.

Energi

Usikkerheden på oplysninger omkring det direkte energiforbrug er dels baseret på litteraturdata og dels på specifikke oplysninger.

Energi	Usikkerhed
Fremstilling af råvarer og PET-granulat	# 50%
Fremstilling af preforms og flasker	# 10%
Tapning	# 50%
Forbrug	# 50%
Genvinding	# 50%
Bortskaffelse	# 25%
Fremstilling af - etiketter - kapsler - kasser	# 50%
Transport	# 100%

Tabel 17
Usikkerheder på det direkte energiforbrug for 0,5 liter og 1,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

I tabel 18 og 19 er vist den samlede usikkerhed på opgørelsen af det direkte energiforbrug for 0,5 liter og 1,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed i %	Δx	Σ (Δx)²
Fremst. af råvarer og granulat	410,7	# 50%	205,4	42.169
Fremst. af preforms og flasker	52,0	# 10%	5,2	27
Tapning	544,0	# 50%	272,0	73.984
Forbrug	0	# 50%	0	0
Genvinding	0,2	# 50%	0,1	0
Bortskaffelse	-89,3	# 25%	22,3	498
Fremstilling af - etiketter - skruelåg - kasser	 64,0 349,8 4,6	# 50%	 32,0 174,9 2,3	 1.024 30.590 5
Transport	154,3	# 100%	154,3	23.808
Sum	1.490			172.106
Beregnet samlet usikkerhed				414

Tabel 18
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 0,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±28%.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed i %	Δx	Σ (Δx)²
Fremst. af råvarer og granulat	271,1	# 50%	135,6	18.374
Fremst. af preforms og flasker	34,3	# 10%	3,4	12
Tapning	357,3	# 50%	178,7	31.916
Forbrug	0	# 50%	0	0
Genvinding	0,1	# 50%	0	0
Bortskaffelse	- 59,0	# 25%	14,8	218
Fremstilling af - etiketter - skruelåg - kasser	 38,3 116,6 6,2	# 50%	 19,2 58,3 3,1	 367 3.399 10
Transport	144,8	# 100%	144,8	20.967
Sum	910			75.261
Beregnet samlet usikkerhed				274

Tabel 19
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 1,5 liter genpåfyldelige PET-flasker.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±30%.

Emissioner og affald

Bestemmelser af emissioner og affald er i overvejende grad baseret på litteraturdata. Usikkerheden for disse vurderes at ligge på niveau med data for 33 cl genpåfyldelige glasflasker til øl, og der henvises derfor til tabel 4.

2.10 Engangsflasker af PET

De usikkerheder, der er anført for genpåfyldelige flasker af PET, vil også være gældende for engangsflasker af PET, da udgangspunktet og datagrundlaget for de to kortlægninger er det samme.

I tabel 20 og 21 er vist beregning af usikkerheden på opgørelse af det direkte energiforbrug.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed 1 %	Δx	Σ (Δx)²
Fremst. af råvarer og granulat	3.948,7	# 50%	1.974,3	3.898.058
Fremst. af preforms og flasker	131,0	# 10%	13,1	172
Tapning	84,0	# 50%	42,0	1.764
Forbrug	0	# 50%	0	0
Genvinding	2,7	# 50%	1,4	2
Bortskaffelse	814,9	# 25%	203,7	41.504
Fremstilling af				
- etiketter	63,2	# 50%	31,6	999
- skruelåg	349,8		174,9	30.590
- kasser	1.450,0		725,0	525.625
Transport	255,8	# 100%	255,8	65.434
Sum	5.470			4.564.116
Beregnet samlet usikkerhed				2.136

Tabel 20
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 0,5 liter engangsflasker af PET.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±39%.

Energi enhed: MJ pr. 1.000 liter	Beregnet værdi	Usikkerhed i %	Δx	$\Sigma (\Delta x)^2$
Fremst. af råvarer og granulat	2.211,3	# 50%	1.105,7	1.222.462
Fremst. af preforms og flasker	73,4	# 10%	7,3	54
Tapning	84,0	# 50%	42,0	1.764
Forbrug	0	# 50%	0	0
Genvinding	1,5	# 50 %	0,8	1
Bortskaffelse	- 456,3	# 25 %	114,1	13.013
Fremstilling af				
- etiketter	37,9	# 50%	19,0	359
- skruelåg	116,6		58,3	3.399
- kasser	1.611,1		805,6	648.911
Transport	187,4	# 100%	187,4	35.119
Sum	3.867			1.925.081
Beregnet samlet usikkerhed				1.387

Tabel 21
Beregnet usikkerhed på det direkte energiforbrug for 1,5 liter engangsflasker af PET.

Dette giver en samlet usikkerhed på opgørelse af det direkte energiforbrug på ±36%.

2.11 Usikkerheder på energiberegninger

I den efterfølgende tabel 22 er vist en oversigt over de beregnede usikkerheder på det direkte energiforbrug for de enkelte emballagetyper.

Emballagetype	Beregnet energiforbrug	Beregnet usikkerhed	Usikkerhedsinterval	Procentuel afvigelse ±%
Genpåfyldelig grøn glasflaske, 33 cl	1.830	500	1.330 - 2.330	27%
Genpåfyldelig klar glasflaske, 25 cl	1.980	520	1.460 - 2.500	26%
Engangsflaske af glas, grøn, 33 cl	4.000	610	3.390 - 4.610	15%
Engangsflaske af glas, klar, 33 cl	4.560	630	3.930 - 5.190	14%
Aluminiumsdåse, 33 cl	2.980	570	2.410 - 3.570	19%
Aluminiumsdåse, 50 cl	2.230	440	1.790 - 2.670	20%
Ståldåse, 33 cl	4.760	740	4.020 - 5.500	14%
Ståldåse, 50 cl	3.550	550	3.000 - 4.100	16%
Genpåfyldelige PET-flaske, 0,5 liter	1.490	410	1.080 - 1.900	28%
Genpåfyldelig PET-flaske, 1,5 liter	910	270	640 - 1.180	30%
Engangsflaske af PET, 0,5 liter	5.470	2.140	3.330 - 7.610	39%
Engangsflaske af PET, 1,5 liter	3.870	1.390	2.480 - 5.260	36%

Tabel 22
Oversigt over usikkerheder på opgørelse af det direkte energiforbrug.

Bilag 3 Ændringer i elektricitets-produktion

3.1 Baggrund

El-produktion sker under forskellige former afhængig af hvilket land eller område den foregår i.

Stedspecifik el-produktion

I nærværende kortlægning er der taget udgangspunkt i de energikilder og den el-produktion, der er i dag i de områder, kortlægningen dækker.

Med udgangspunkt i emballagekortlægningen er el-produktionen inddelt i 4 kategorier:

- Dansk el-produktion.
- Svensk el-produktion.
- Gennemsnitlig Vest-Europæisk el-produktion.
- Gennemsnitlig Vestlig el-produktion.

I kortlægningen af emballager anvendes derved "stedspecifik el-produktion" - det vil sige at området, hvor produktionen foregår identificeres. El-produktion fra den mest repræsentative el-produktionskategori anvendes til opgørelse af emissioner og affald fra udvinding af primær energi.

El-produktionen og de energikilder, der ligger til grund for el-produktionen, har stor indflydelse på kortlægningens resultater med hensyn til emissioner til luft og vand samt fremkomst af affald.

Ved at ændre forudsætningerne for el-produktionen, kan det vurderes, hvilken betydning denne har for resultatet af den samlede kortlægning.

Det er valgt at opstille to energiscenarier til belysning af el-produktionens betydning og at sammenligne disse med den gennemførte opgørelse, der baserer sig på stedspecifik el-produktion.

Vest-Europæisk el-produktion

Som det ene energiscenarie er valgt at tage udgangspunkt i den el-produktion, der udtrykker et gennemsnit for Vest-Europæisk el-produktion. Den Vest-Europæiske el-produktion er valgt ud fra, at Vest-Europa i stadig stigende grad udbygger det Europæiske elektricitetsnet. Inden for en årrække vil der ikke længere kunne tales om "Dansk el" og "Norsk el", da import og eksport af elektricitet vil dominere den nationale produktion og udviske de nationale forskelle.

Dansk el-produktion

Som det andet energiscenarie er valgt at tage udgangspunkt i dansk el-produktion. Dansk el-produktion er karakteriseret ved hovedsagelig at være baseret på kul og uden vedvarende energikilder eller A-kraft. El-produktion baseret på danske forhold bliver ofte betragtet som den el-produktion, der miljømæssigt medfører de største belastninger.

Grundlag

Datagrundlaget for el-produktion baseret på henholdsvis stedsspecifikke forhold, på Vest-Europæiske forhold og på danske forhold er beskrevet i delrapport 7: Miljømæssig kortlægning af transport og energifremstilling, - beregningsgrundlag for miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke.

Tabel 1 viser sammensætningen af energikilder til el-produktionen i de udvalgte områder: Danmark, Sverige, Europa og Verden.

Elektricitetsproduktion - energikilde	Danmark	Sverige	Europa	Verden
Stenkulskraftværk	95,1	1,6	31,0	28,6
Brunkulskraftværk		0,5	9,0	8,3
Fueloliebaserede kraftværker	2,9	1,7	9,7	10,9
Gasfyret kraftværk	1,5	0,4	8,0	14,9
Kernekraft, kogende vandsreaktor		31,3		
Kernekraft, trykvandsreaktor		10,5		
Kernekraft, europæisk gennemsnit			33,4	17,4
Vandkraft med reservoir		52,0		
Vandkraft, europæisk gennemsnit			7,9	18,7
Andet (ikke opgjort)	0,5	2,0	1,0	1,2
Total	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabel 1
Sammensætning af elektricitetsproduktion i Danmark, Sverige, Europa (gennemsnit) og Verden (gennemsnit).

De opgørelser, der er gennemført for at belyse el-produktionens betydning, er baseret på et begrænset antal udvalgte parametre. Disse parametre er:

For luft:
- Kuldioxid
- Svovldioxid
- Luftbårne radioaktive stoffer

For vand:
- COD (kemisk iltforbrug)
- Vandbårne radioaktive stoffer

For affald:
- Industriaffald
- Miljøfarligt affald
- Radioaktivt affald

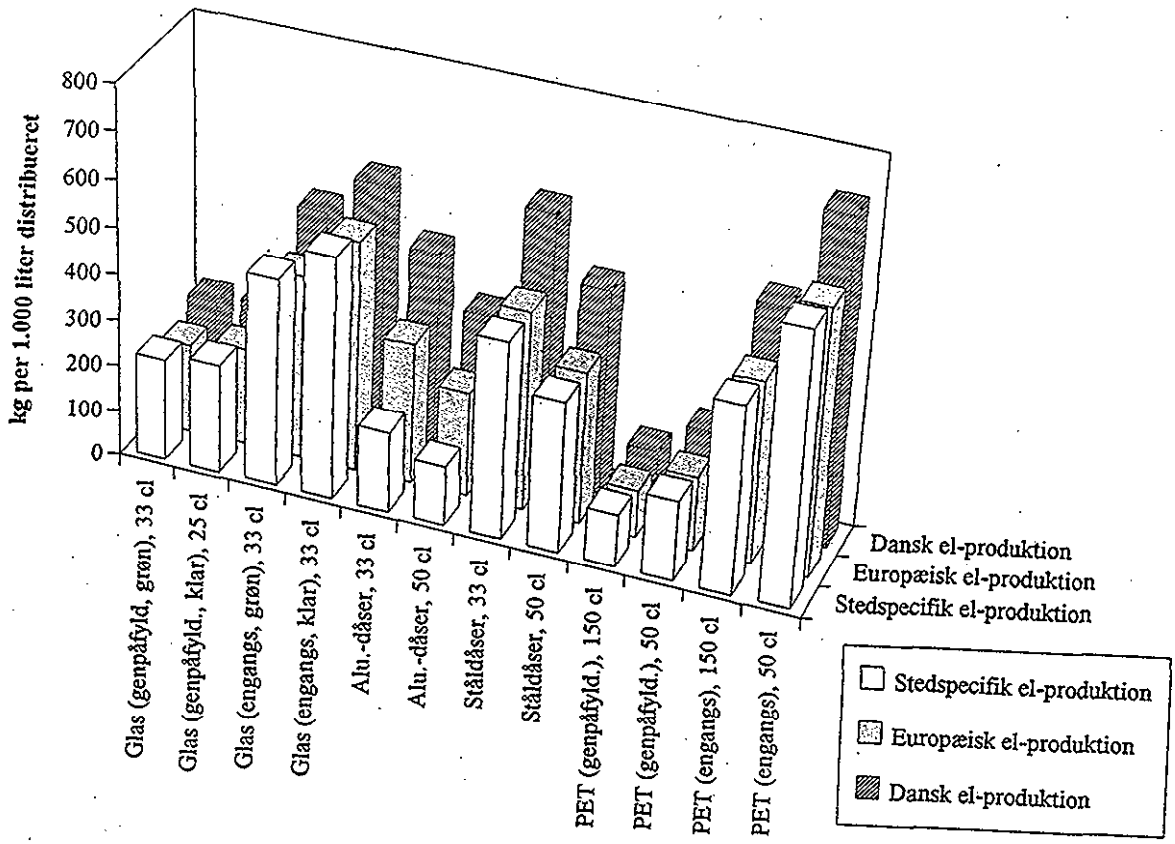
I tabel 2 fremgår en oversigt over nogle af de emissioner og affaldsmængder, el-produktionen fra de forskellige lande medfører. Der er gennemført beregninger for de emissioner og affaldsmængder, der er markeret med fed og *.

Emissioner og affald fra elektricitetsproduktion		Elektricitet i Danmark	Elektricitet i Sverige	Elektricitet i Europa	Elektricitet i Verden
Emissioner til luft pr. produceret TJ					
Partikler, støv *	kg	556	63	267	259
Kuldioxid, CO2 *	kg	267.275	12.695	158.140	166.118
Kulmonoxid CO	kg	39	4	28	33
Nitrogenoxider, NOx	kg	690	31	356	370
Svovldioxid, SO2 *	kg	1.129	79	772	767
Methan, CH4	kg	1.128	30	441	450
NMVOC total	kg	53	13	76	85
Radioaktive luftemissioner, total	**kBq**	**11.060.906**	**287.467.589**	**236.786.974**	**125.943.420**
Emissioner til vand pr. produceret TJ					
Fedt og olie	kg	4,47	1,36	7,91	8,91
Organiske stoffer (incl. kulbrinter og chlorerede)	kg	6,91	1,78	12,93	18,04
BOD5	kg	0,05	0,01	0,03	0,03
COD *	kg	1,30	0,11	0,72	0,73
Cadmium, Cd	kg	0,0134	0,0006	0,0051	0,0048
Chrom, Cr	kg	2,55	0,05	0,86	0,82
Kviksølv, Hg	kg	0,000366	0,000009	0,000141	0,000147
Bly, Pb	kg	1,29	0,08	0,48	0,44
Radioaktive vandemissioner, total *	kBq	102.140	2.510.411	2.177.029	1.158.080
Affald pr. produceret TJ					
Industriaffald *	kg	61.868	5.103	25.060	24.338
Miljøfarligt affald *	kg	41	4	24	24
Radioaktivt affald *	kg	0,0148	0,0175	0,0332	0,0323

Tabel 2
Emissioner og affaldsmængder pr. TJ fra elektricitetsproduktion i forskellige områder.

Resultatet af beregningerne for den specifikke el-produktion (som basis for kortlægningen) samt europæisk og dansk el-produktion fremgår af tabellerne 3-10 samt figurerne 1-7.

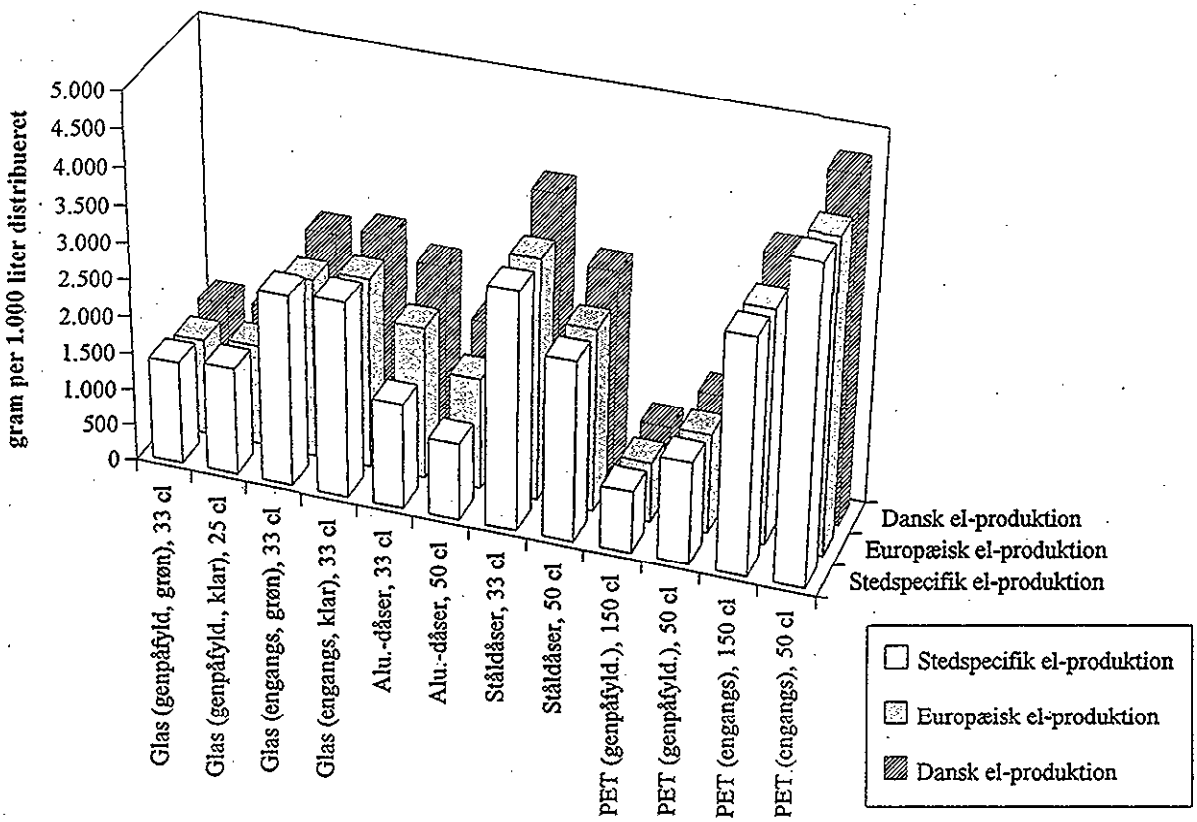
3.2 Luftbårne emissioner



Figur 1
Kuldioxidemissioner for de opstillede energiscenarier.

Kuldioxid (kg pr. 1.000 liter) Emballagesystem	Det valgte energiscenarie	Dansk el-produktion	Europæisk el-produktion
Glas (genpåfyld, grøn), 33 cl	222	230	194
Glas (genpåfyld., klar), 25 cl	239	250	212
Glas (engangs, grøn), 33 cl	453	481	401
Glas (engangs, klar), 33 cl	529	565	503
Alu.-dåser, 33 cl	178	444	308
Alu.-dåser, 50 cl	131	334	229
Ståldåser, 33 cl	431	584	435
Ståldåser, 50 cl	333	448	333
PET (genpåfyld.), 150 cl	116	126	103
PET (genpåfyld.), 50 cl	178	197	164
PET (engangs), 150 cl	415	495	401
PET (engangs), 50 cl	599	713	582

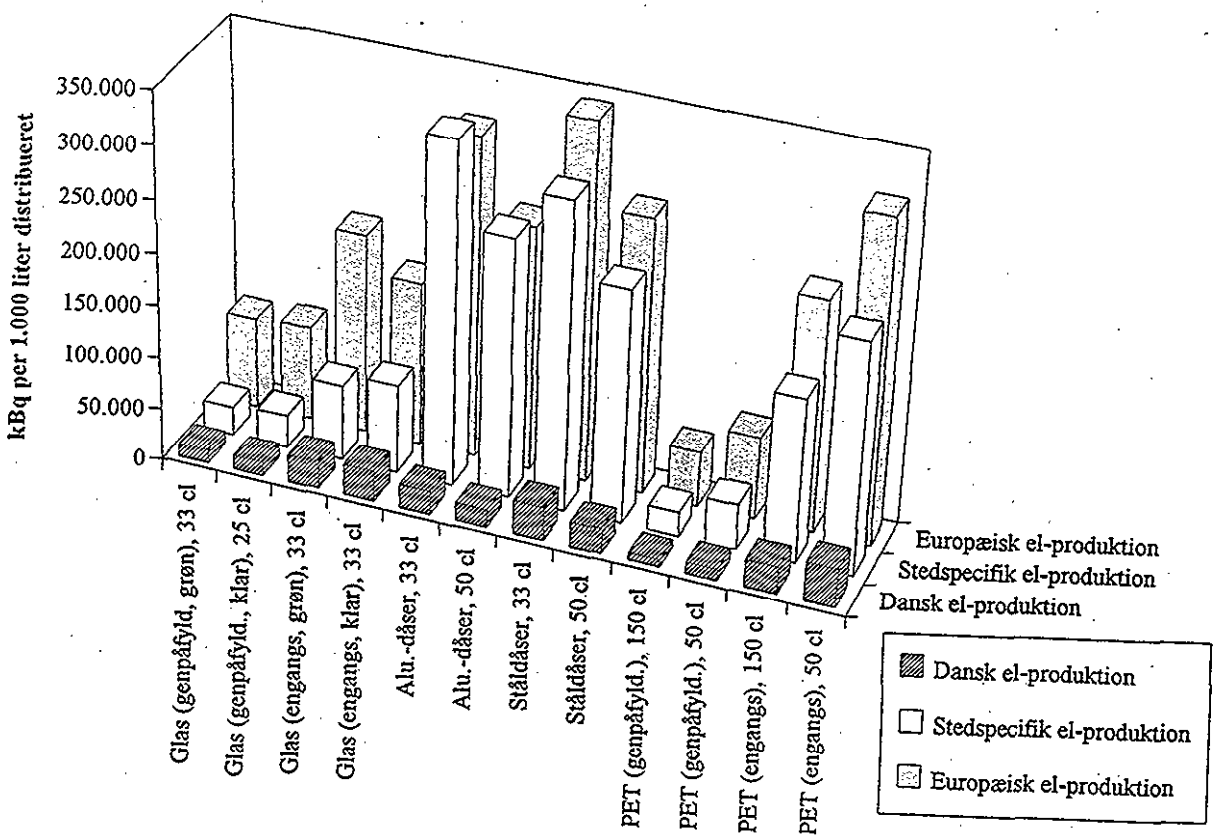
Tabel 3
Kuldioxidemissioner for de opstillede energiscenarier.



Figur 2
Svovldioxidemissioner for de opstillede energiscenarier.

Svovldioxid (gram pr. 1.000 liter) Emballagesystem	Det valgte energiscenarie	Dansk el-produktion	Europæisk el-produktion
Glas (genpåfyld, grøn), 33 cl	1.405	1.433	1.315
Glas (genpåfyld., klar), 25 cl	1.469	1.504	1.382
Glas (engangs, grøn), 33 cl	2.598	2.692	2.431
Glas (engangs, klar), 33 cl	2.668	2.792	2.590
Alu.-dåser, 33 cl	1.434	2.514	2.067
Alu.-dåser, 50 cl	1.035	1.861	1.519
Ståldåser, 33 cl	3.229	3.758	3.271
Ståldåser, 50 cl	2.454	2.851	2.475
PET (genpåfyld.), 150 cl	848	880	807
PET (genpåfyld.), 50 cl	1.390	1.453	1.346
PET (engangs), 150 cl	3.207	3.480	3.172
PET (engangs), 50 cl	4.299	4.688	4.260

Tabel 4
Svovldioxidemissioner for de opstillede energiscenarier.

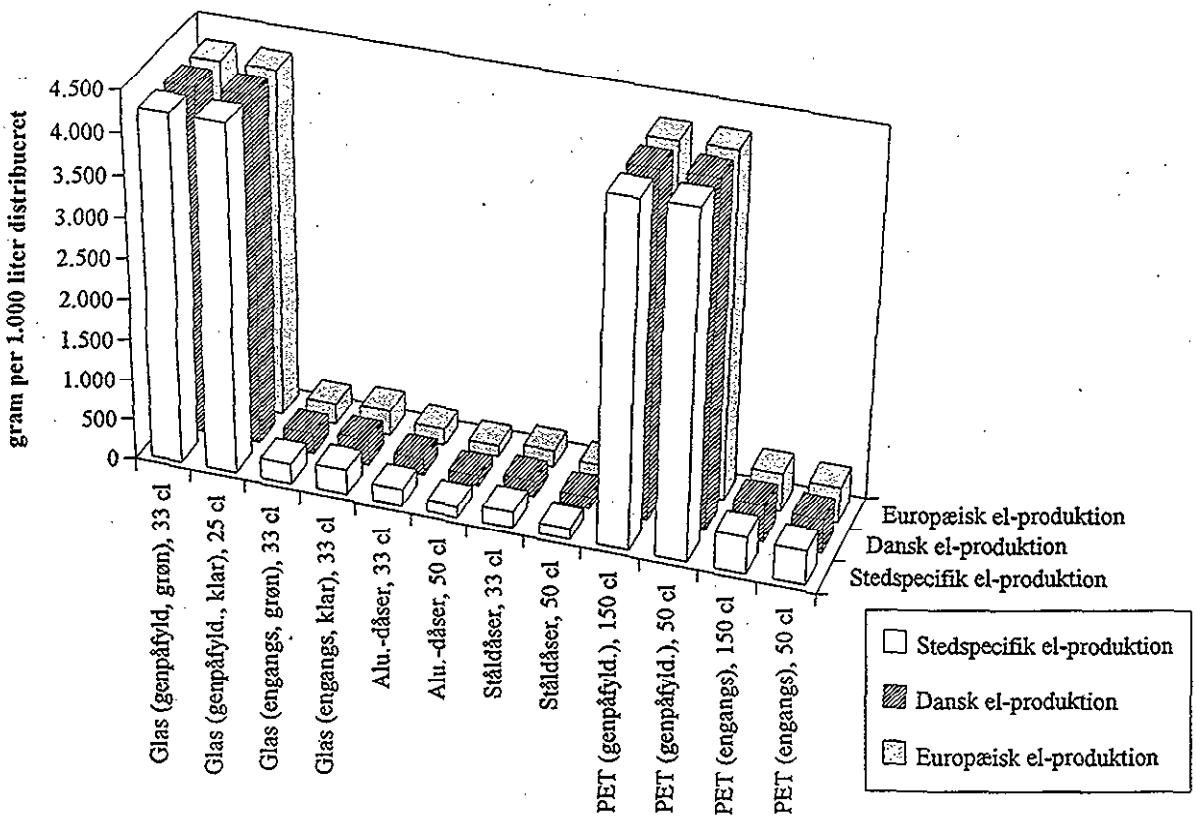


Figur 3
Radioaktive luftemissioner for de opstillede energiscenarier.

Radioaktive luftemissioner (kBq pr. 1.000 liter) Emballagesystem	Det valgte energiscenarie	Dansk el-produktion	Europæisk el-produktion
Glas (genpåfyld, grøn), 33 cl	26.693	12.780	87.838
Glas (genpåfyld., klar), 25 cl	31.316	13.646	91.168
Glas (engangs, grøn), 33 cl	71.681	26.680	192.005
Glas (engangs, klar), 33 cl	84.578	29.687	157.698
Alu.-dåser, 33 cl	326.913	22.801	305.632
Alu.-dåser, 50 cl	247.905	16.960	233.540
Ståldåser, 33 cl	294.020	32.565	341.030
Ståldåser, 50 cl	223.664	24.838	263.027
PET (genpåfyld.), 150 cl	23.471	7.271	53.250
PET (genpåfyld.), 50 cl	43.801	11.770	79.671
PET (engangs), 150 cl	156.856	27.054	222.384
PET (engangs), 50 cl	222.929	37.971	308.400

Tabel 5
Radioaktive luftemissioner for de opstillede energiscenarier.

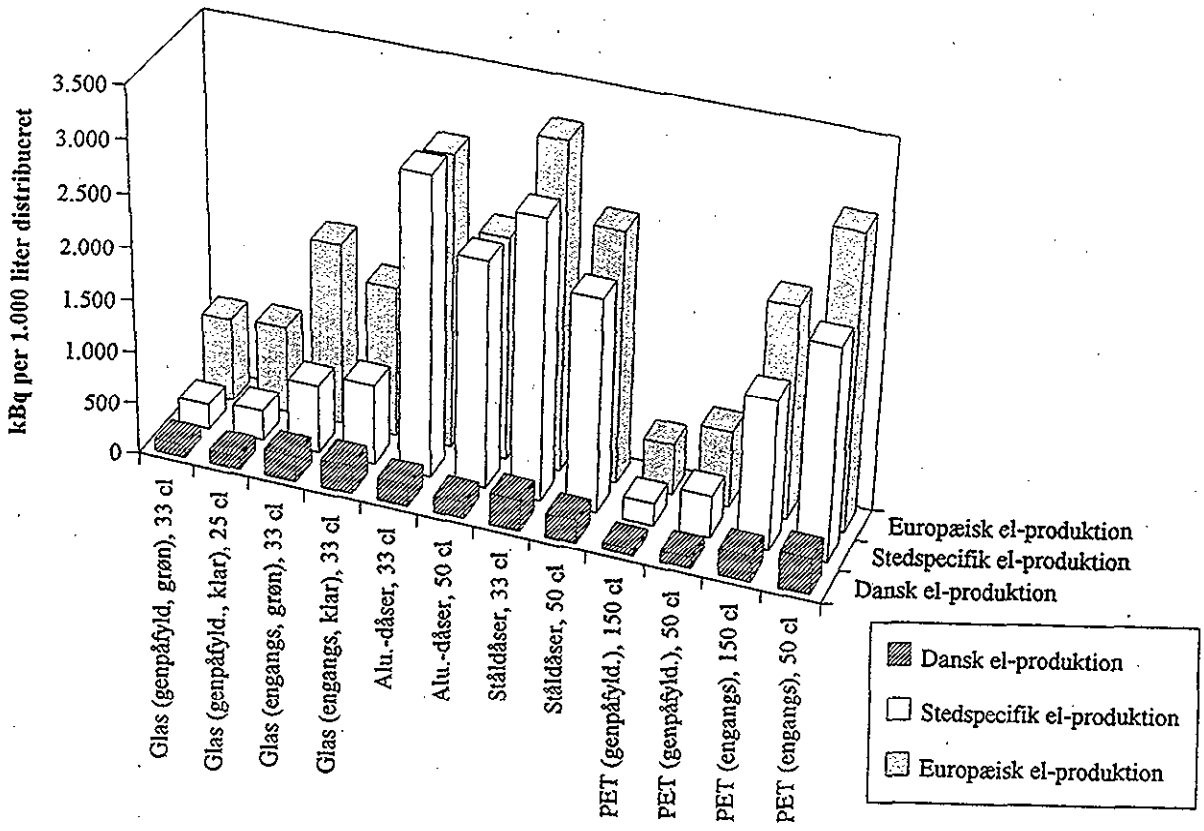
3.3 Vandbårne emissioner



Figur 4
Kemisk iltforbrug (COD) for de opstillede energiscenarier.

Kemisk iltforbrug (COD) (gram pr. 1.000 liter) Emballagesystem	Det valgte energiscenarie	Dansk el-produktion	Europæisk el-produktion
Glas (genpåfyld, grøn), 33 cl	4.254	4.254	4.254
Glas (genpåfyld., klar), 25 cl	4.262	4.262	4.262
Glas (engangs, grøn), 33 cl	252	252	252
Glas (engangs, klar), 33 cl	305	305	305
Alu.-dåser, 33 cl	201	202	201
Alu.-dåser, 50 cl	133	133	133
Ståldåser, 33 cl	203	204	203
Ståldåser, 50 cl	134	135	134
PET (genpåfyld.), 150 cl	4.219	4.219	4.219
PET (genpåfyld.), 50 cl	4.231	4.231	4.231
PET (engangs), 150 cl	459	459	459
PET (engangs), 50 cl	428	428	428

Tabel 6
Kemisk iltforbrug (COD) for de opstillede energiscenarier.

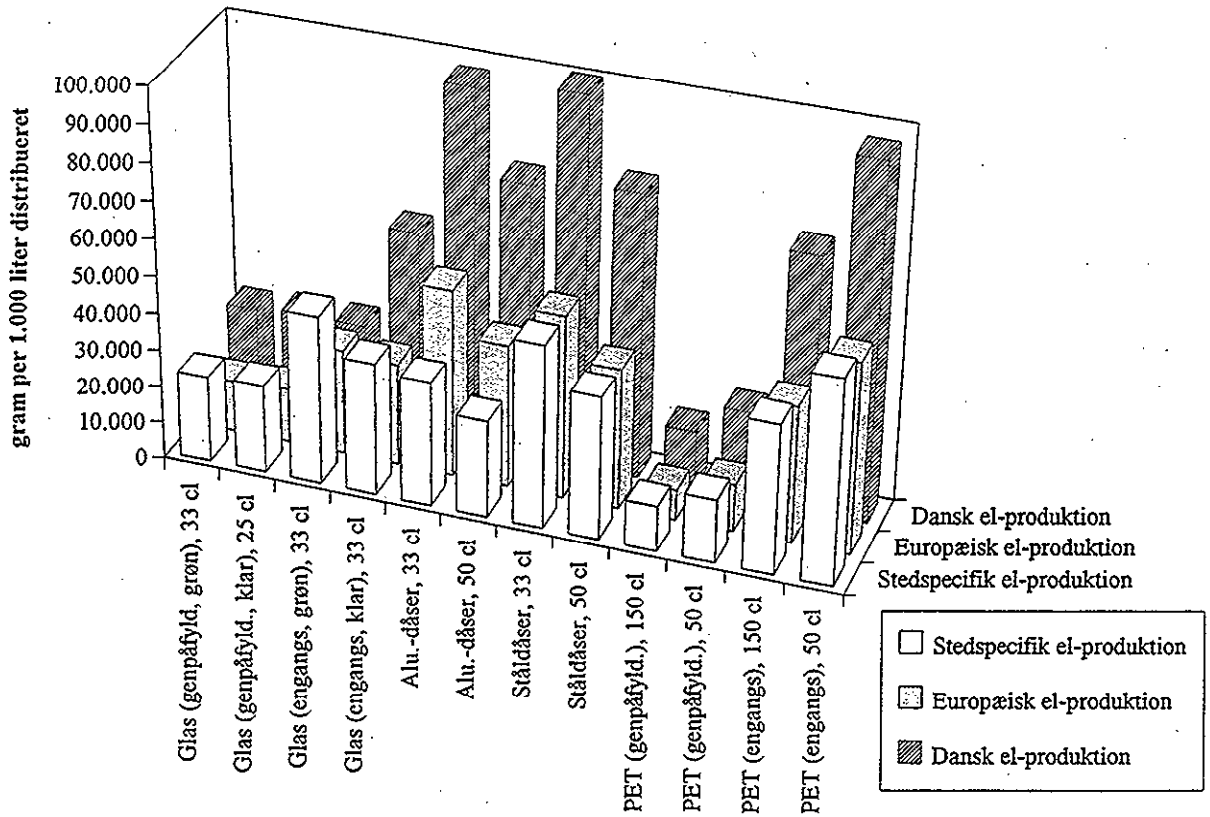


Figur 5
Radioaktive emissioner til vand for de opstillede energiscenarier.

Radioaktive vandemissioner (kBq pr. 1.000 liter) Emballagesystem	Det valgte energiscenarie	Dansk el-produktion	Europæisk el-produktion
Glas (genpåfyld, grøn), 33 cl	246	119	808
Glas (genpåfyld., klar), 25 cl	289	127	839
Glas (engangs, grøn), 33 cl	660	246	1.766
Glas (engangs, klar), 33 cl	778	274	1.451
Alu.-dåser, 33 cl	2.881	211	2.810
Alu.-dåser, 50 cl	2.183	157	2.148
Ståldåser, 33 cl	2.693	301	3.136
Ståldåser, 50 cl	2.050	230	2.419
PET (genpåfyld.), 150 cl	216	67	490
PET (genpåfyld.), 50 cl	403	109	733
PET (engangs), 150 cl	1.443	250	2.046
PET (engangs), 50 cl	2.051	351	2.837

Tabel 7
Radioaktive emissioner til vand for de opstillede energiscenarier.

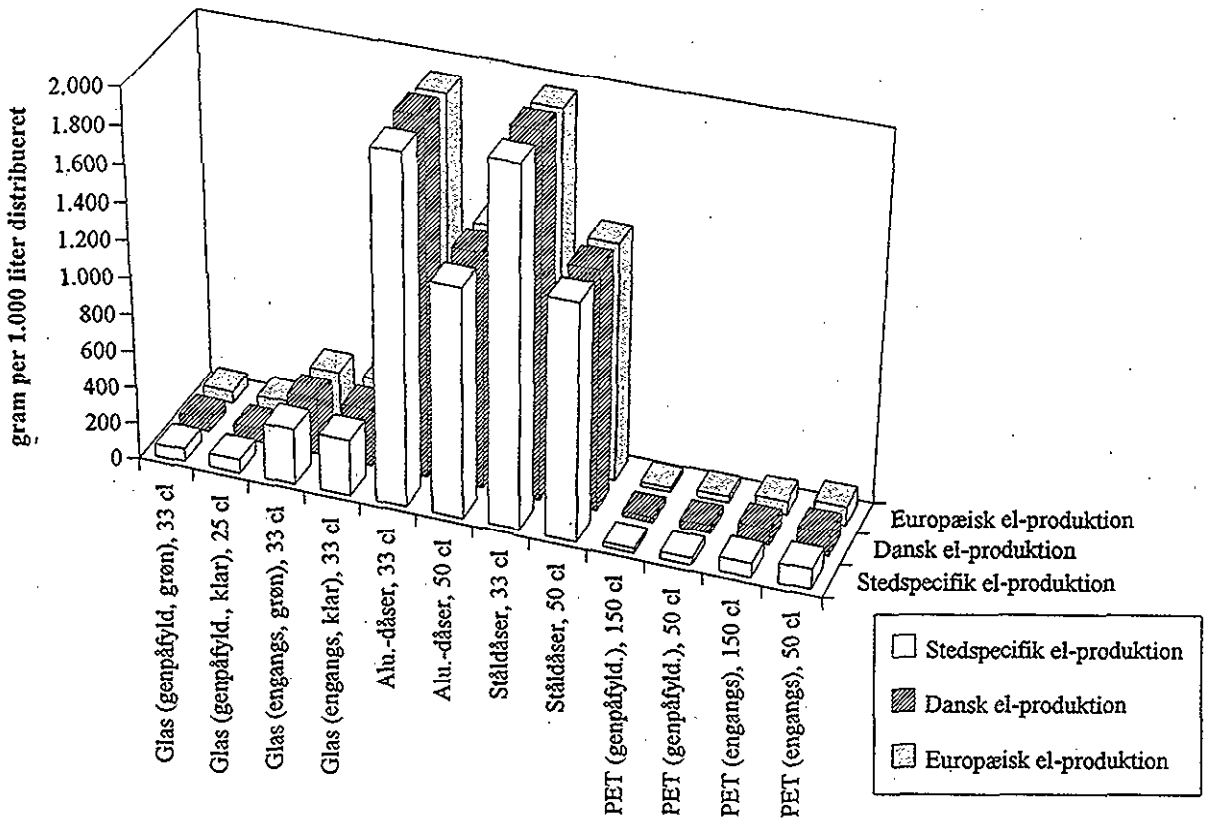
3.4 Affald



Figur 6
Industriaffald for de opstillede energiscenarier.

Industriaffald (gram pr. 1.000 liter) Emballagesystem	Det valgte energiscenarie	Dansk el-produktion	Europæisk el-produktion
Glas (genpåfyld, grøn), 33 cl	23.252	26.121	13.882
Glas (genpåfyld., klar), 25 cl	23.698	27.340	14.699
Glas (engangs, grøn), 33 cl	45.647	27.340	28.444
Glas (engangs, klar), 33 cl	35.685	55.402	27.562
Alu.-dåser, 33 cl	33.796	96.639	50.520
Alu.-dåser, 50 cl	26.184	73.905	38.589
Ståldåser, 33 cl	49.672	99.781	49.483
Ståldåser, 50 cl	38.798	76.792	37.952
PET (genpåfyld.), 150 cl	12.365	15.692	8.195
PET (genpåfyld.), 50 cl	17.389	23.865	12.793
PET (engangs), 150 cl	40.574	68.837	36.987
PET (engangs), 50 cl	55.694	95.896	51.799

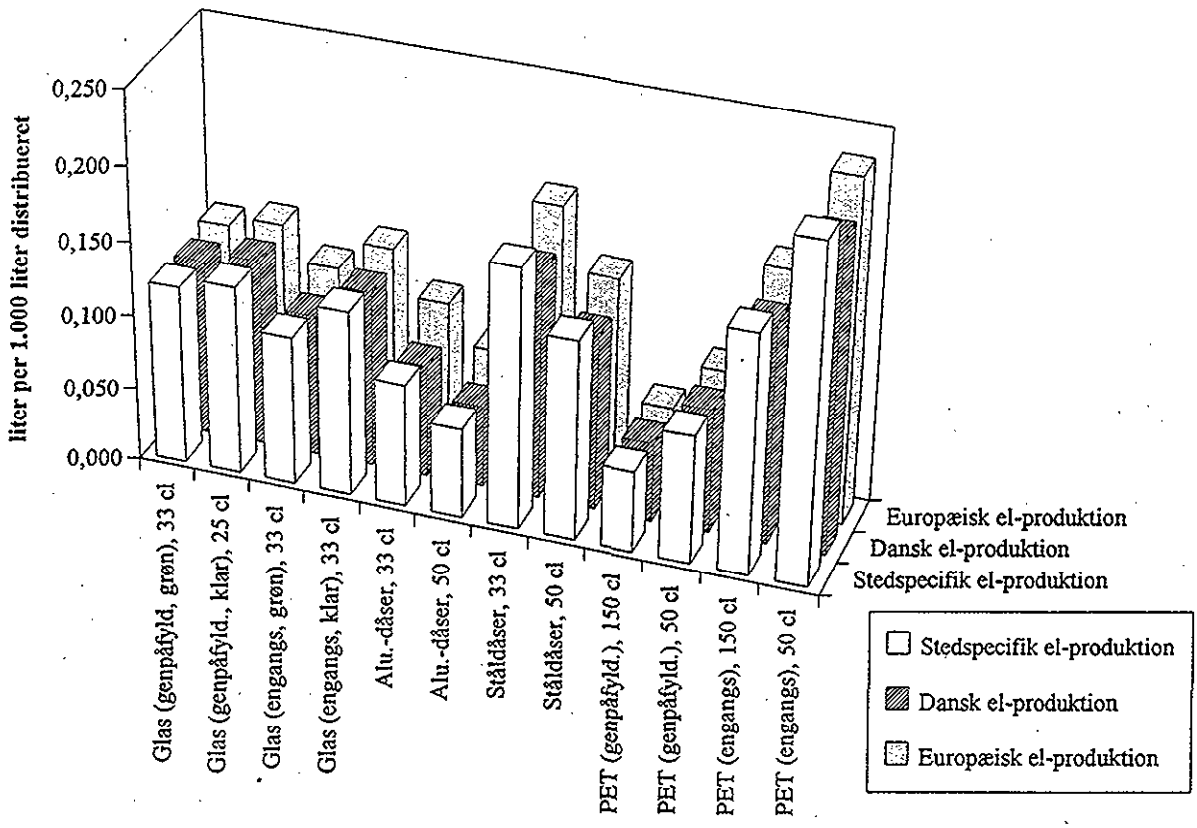
Tabel 8
Industriaffald for de opstillede energiscenarier.



Figur 7
Radioaktivt affald for de opstillede energiscenarier.

Miljøfarligt affald (gram pr. 1.000 liter) Emballagesystem	Det valgte energiscenarie	Dansk el-produktion	Europæisk el-produktion
Glas (genpåfyld, grøn), 33 cl	70	71	65
Glas (genpåfyld., klar), 25 cl	75	77	71
Glas (engangs, grøn), 33 cl	304	308	296
Glas (engangs, klar), 33 cl	306	312	302
Alu.-dåser, 33 cl	1.892	1.932	1.910
Alu.-dåser, 50 cl	1.252	1.282	1.266
Ståldåser, 33 cl	1.943	1.967	1.943
Ståldåser, 50 cl	1.293	1.311	1.293
PET (genpåfyld.), 150 cl	26	28	24
PET (genpåfyld.), 50 cl	40	43	38
PET (engangs), 150 cl	78	91	76
PET (engangs), 50 cl	109	127	107

Tabel 9
Radioaktivt affald for de opstillede energiscenarier.



Figur 8
Radioaktivt affald for de opstillede energiscenarier.

Radioaktivt affald (liter pr. 1.000 liter) Emballagesystem	Det valgte energiscenarie	Dansk el-produktion	Europæisk el-produktion
Glas (genpåfyld, grøn), 33 cl	0,121	0,120	0,126
Glas (genpåfyld., klar), 25 cl	0,129	0,127	0,133
Glas (engangs, grøn), 33 cl	0,101	0,096	0,110
Glas (engangs, klar), 33 cl	0,126	0,120	0,130
Alu.-dåser, 33 cl	0,084	0,077	0,100
Alu.-dåser, 50 cl	0,061	0,056	0,074
Ståldåser, 33 cl	0,177	0,154	0,179
Ståldåser, 50 cl	0,136	0,119	0,138
PET (genpåfyld.), 150 cl	0,055	0,054	0,057
PET (genpåfyld.), 50 cl	0,087	0,084	0,090
PET (engangs), 150 cl	0,163	0,149	0,165
PET (engangs), 50 cl	0,229	0,210	0,232

Tabel 10
Radioaktivt affald for de opstillede energiscenarier.

ISSN 0908-9195 ISBN 87-7810-476-9
Pris (incl 25% moms): kr. 75,-
Kan købes hos: Miljøbutikken
Telefon: 33 92 76 92 Fax: 33 92 76 90

Miljø- og Energiministeriet **Miljøstyrelsen**
Strandgade 29 · 1401 København K · Telefon 32 66 01 00