

Miljøprojekt Nr. 657 2002

Miljømæssige fordele og ulemper ved genvinding af plast

Eksempler med udgangspunkt i konkrete produkter

Niels Frees
Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Produktudvikling

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

Forord	3
Sammenfatning og konklusioner	7
Summary and conclusions	11
1 INDLEDNING	15
2 GENVINDINGSPOTENTIALER	17
2.1 INDSAMLINGSPOTENTIALER, PLASTTYPER OG MÆNGDER	17
2.1.1 <i>Litteraturgennemgang</i>	17
2.1.2 <i>Identifikation af emballagetyper</i>	20
2.1.3 <i>Estimat af indsamlingspotentialer</i>	21
2.2 AFSÆTNINGSPOTENTIALER	24
2.3 FOKUSOMRÅDER	25
3 MILJØVURDERING, METODE OG SCENARIEAFGRÆNSNINGER	27
3.1 MILJØVURDERINGSMETODEN	27
3.2 FORMÅL	27
3.3 AFGRÆNSNING	28
3.3.1 <i>Studiets emne og referenceprodukt</i>	28
3.3.2 <i>Den funktionelle enhed</i>	29
3.3.3 <i>Studiets omfang</i>	29
3.3.4 <i>Forenklinger og udeladelser</i>	31
3.3.5 <i>Tidsmæssig og geografisk afgrænsning</i>	32
3.3.6 <i>LCA systemudvidelse, allokering og lødighedstab</i>	33
3.4 DATAINDSAMLING	34
3.4.1 <i>Datakilder og medtagne datakategorier</i>	35
3.4.2 <i>Energiantagelser</i>	35
3.5 MILJØVURDERING	36
3.5.1 <i>Miljøeffekter</i>	36
3.5.2 <i>Miljøvurderingsmetoden ifølge UMIP</i>	38
3.5.3 <i>Vurderede miljøeffekter og ressourcer</i>	40
3.5.4 <i>Usikkerhed og følsomhedsvurdering</i>	40
4 DATAINDSAMLING	41
4.1 OPDATERINGER AF UMIP PC-VÆRKTØJET	41
4.2 INDSAMLINGSSYSTEMER	42
4.2.1 <i>Drift af genbrugspladser</i>	42
4.2.2 <i>Indsamlingsscenarier og transportafstande</i>	42
4.2.3 <i>Indsamlingseffektivitet</i>	44
4.3 TRANSPORT	45
4.4 RENGØRING OG SPILDEVANDSRENSNING VS. AFFALDSFORBRÆNDING	47
4.5 PLASTGENVINDING	48
4.5.1 <i>Omsmeltning</i>	48
4.5.2 <i>Regranulering</i>	50
4.6 AFFALDSFORBRÆNDING	50
4.7 ENERGI	51
5 PE TRANSPORTEMBALLAGE	53
5.1 LD-PE FOLIE	53
5.1.1 <i>Genvinding, 100%, i Danmark</i>	53
5.1.2 <i>Genvinding, 100%, i Kina</i>	55
5.1.3 <i>Affaldsforbrænding</i>	56
5.1.4 <i>Resultater</i>	57
5.2 HD-PE KASSER	59

5.2.1	<i>Regranulering vs. genvinding og forbrænding</i>	59
5.2.2	<i>Resultater</i>	60
6	HUSHOLDNINGSEMBALLAGE FLASKER, DUNKE OG BØTTER	61
6.1	PP MED COD	61
6.1.1	<i>Genvinding af COD-holdig PP</i>	62
6.1.2	<i>Affaldsforbrænding af COD-holdig PP</i>	64
6.1.3	<i>Resultater, vask i varmt vand</i>	64
6.1.4	<i>Resultater, vask i koldt vand</i>	66
6.2	INDSAMLINGSEFFEKTIVITET AF HD-PE	67
6.2.1	<i>Forskellig indsamlingseffektivitet</i>	67
6.2.2	<i>Resultater</i>	68
7	FORTOLKNING	70
7.1	FØLSOMHEDSVURDERING	70
7.1.1	<i>Valg af energiscenarie og fortrængt energi</i>	70
7.1.2	<i>Stratosfærisk ozonnedbrydning ved undgået energiproduktion</i>	75
7.1.3	<i>COD og indsamlingseffektivitet</i>	76
7.2	USIKKERHEDSVURDERING	79
8	UDPEGEDE FOKUSPUNKTER	81
	REFERENCELISTE	83
	Bilag A Bearbejdning af data – ”Top 500”	87
	Bilag B Bearbejdning af data – ”Familiens Miljøbelastning”	91
	Bilag C Indsamlingspotentialer og afsætning	95
	Bilag D Rengøring af husholdningsemballage, COD og spildevandsrensning	97
	Bilag E Resultater af miljøvurderingerne	109

Forord

Dette projekt er initieret af plastgenvindingsvirksomheden Replast A/S og udført af konsulentvirksomheden Institut for Produktudvikling - IPU. Replasts interesse i projektet er at vinde interesse for plastgenvinding og almennyttigt at fremme miljørigtig genvinding mest muligt. Projektet er koordineret med projektet ”Indsamlingssystemer for plastflasker og –dunke” (Ottosen og Tønning, 2001). Endvidere har projektet leveret data til den samfundsøkonomiske analyse af bortskaffelse af plastflasker og – dunke fra husholdninger, som gennemføres af Miljøstyrelsen.

Projektet skal belyse, hvilke betingelser der skal være opfyldt, for at genvinding af plast set som helhed er miljø- og ressourcemæssigt fordelagtigt frem for f.eks. affaldsforbrænding for dermed at støtte udviklingen af sorteringskriterier, indsamlingsstrategier og behandlingsmetoder. De nævnte forhold er vigtige for aktivitetsudviklingen og dermed for at stimulere graden af materiale-genvinding.

Foruden undertegnede har følgende medvirket til projektet: Marianne Wesnæs har udført litteraturgennemgang af indsamlingspotentialer, Ulrik Monberg har udført forsøg og beregninger vedr. rensning af husholdningsemballager og Replast A/S har bidraget med generelle erfaringer og data. Kvalitetsgennemgang af rapporten er udført af Henrik Wenzel og Kathe Tønning.

Til projektet har været knyttet en følgegruppe med repræsentanter fra Miljøstyrelsen, Kommunernes Landsforening, Plastindustrien i Danmark, Affaldsteknisk Samarbejde, Renosam, Teknologisk Institut, Replast A/S og IPU.

Projektgruppen håber, at Miljøstyrelsen, kommuner, affaldsselskaber og genvindingsvirksomheder kan anvende miljøvurderingerne ved prioritering af indsatsområder og strategier for en øget indsamling og genvinding af plast.

Juni, 2001

Niels Frees, IPU

Sammenfatning og konklusioner

Dette projekt skal belyse, hvilke betingelser der skal være opfyldt for at recirkulering af plast som helhed er miljø- og ressourcemæssigt fordelagtigt frem for affaldsforbrænding. Betingelser kan f.eks. relateres til plasttype og mængde, plastaffaldet (urenheder, nedbrydning), energiforbrug til genvinding samt kvalitet og anvendelse af regranulat.

Projektets resultat kan støtte udviklingen af sorteringskriterier, indsamlingsstrategier og behandlingsmetoder, som er miljømæssigt begrundet. Projektet fokuserer på: Transportemballage samt plastflasker og -dunke fra husstande

Baggrunden for projektet er en øget interesse for genvinding af plastemballage som bl.a. skyldes, at Danmark via EU-regler har forpligtet sig til at sikre materiale-genvinding af minimum 15 % af alle plastemballager, men det kan forventes, at der fremover vil blive krav om større genvinding.

Projektet omfatter: Estimering af indsamlingspotentialet, dvs. mængder og typer af plastfraktioner, der kan indsamles; beskrivelse af afsætningspotentialet, dvs. mængder og typer, som det recirkulerede plast kan anvendes/afsættes til, herunder om der sker downcycling; og endelig miljøvurdering af udvalgte genvindingsscenariers energiforbrug og miljøeffekter.

Miljøvurderingerne er udført på screening niveau efter livscyklusprincippet.

Kapitel 1 af projektet er en indledning, som fortæller om projektets baggrund og formål.

Potentialer og fokusområder

Kapitel 2 af projektet gennemgår indsamlings- og afsætningspotentialet med det formål at udpege fokusområder til miljøvurderingen. En nærmere analyse af indsamlingspotentialet for husholdningsaffald er udført i det parallelle projekt: ”Indsamlingssystemer for plastflasker og -dunke”, ligeledes udført for Miljøstyrelsen.

Kapitel 2 viser, at opgørelsen af indsamlingspotentialet er usikker, især på detaljeret niveau. For at indsnævre fokus er der foretaget en forhåndsudvælgelse af produkter, eftersom emballagen kan være *relevant*, *måske relevant* eller *ikke relevant* at genvinde. Denne kategorisering udføres ud fra kriterier om mængde og indhold af en række specifikke emballerede produkttyper.

Ud af et samlet potentiale på ca. 108.000 t plast detailemballage er det vurderet relevant eller måske relevant at genvinde 37%. Heraf ligger hovedparten i gruppen ”måske relevant”.

Ud af et samlet potentiale på ca. 97.000 t plast transportemballage er det vurderet relevant eller måske relevant at genvinde 93%. Heraf ligger hovedparten i gruppen ”relevant”.

Kapitel 2 konkluderer, at der findes fraktioner af ”ren” transportemballage, som har et stort mængdepotentiale, og som det er relevant at genvinde. Det gælder f.eks. folie fra byggepladser og forbrugsgoder, samt kasserede transportkasser. Det konkluderes yderligere, at mængdepotentialet af plastemballage fra husholdninger kan være interessant, men at genvindingen kan medføre miljøproblemer, således at affaldsforbrænding måske i nogle tilfælde er at foretrække. Dette belyses senere i projektet.

Miljøvurderingernes metode og data

Kapitel 3 gennemgår miljøvurderingernes metode og afgrænsningen af scenarierne. Herunder er den funktionelle enhed defineret som:

”1 kg emballagemateriale af materiale X til emballering af produktkategori Y ved indsamlingseffektivitet Z”

Kapitel 3 lægger vægt på at forklare en række metodemæssige begreber og de vurderede miljøeffekter, således at ikke-LCA-kyndige vil have de basale forudsætninger for at forstå projektets resultater.

Kapitel 4 gennemgår de data, der er samlet ind som en del af projektet. Det drejer sig især om data for indsamlingssystemer og plastgenvinding.

Miljøvurdering af transportemballage

Kapitel 5 gennemgår miljøvurdering af ”rene” PE folier og kasser, der blev udpeget som et fokusområde, som blev vurderet relevant at genvinde.

”Ren” betyder, at PE emballagerne ikke er sammenblandet med plasttyper, som ikke kan frasorteres under genvindingen, og at emballagerne er fri for urenheder o.lign., der ikke lader sig vaske af rimeligt nemt.

For disse fraktioner er genvinding at foretrække frem for affaldsforbrænding. Fordelen er størst, hvis man kan nøjes med regranulering frem for omsmelting, dvs. for plastkasser, der har en vis godstykkelse.

Det blev yderligere vurderet, hvad det betyder at sende plastaffaldet til Fjernøsten for genvinding. Generelt blev dette fundet betænkeligt fra et miljømæssigt synspunkt grundet transportens emissioner, men der er forskel på betydningen for de enkelte miljøeffekter.

Miljøvurdering af flasker, dunke og bølter fra husholdninger

Kapitel 6 gennemgår miljøvurdering af flasker, dunke og bølter fra husholdninger, der blev udpeget som et fokusområde, som det er måske relevant at genvinde.

To aspekter er interessante:

1. Forurening af plastaffaldet
2. Indsamlingseffektiviteten

Forureningsgraden af de brugte plastemballager blev målt ved deres restindhold omregnet til COD (Chemical Oxygen Demand), dvs. hvor meget oxygen der skal til for at nedbryde de organiske stoffer, som typisk udgør hovedbestanddelen af emballagernes restindhold, f.eks. fødevarerester.

For at plast skal kunne genvindes med en tilstrækkelig god kvalitet, er det vigtigt at afvaske enhver form for forurening. Det brugte vaskevand skal spildevandsbehandles, uanset om afvaskningen finder sted i husholdningen eller på genvindingsvirksomheden, og COD er en nøgleparameter for renseanlæggets energiforbrug. COD er tillige en nøgleparameter for, hvor meget energi man eventuelt ville kunne få ud af emballagens restindhold ved affaldsforbrænding.

En række almindelige husholdningsprodukter i plastflasker og –bølter blev indkøbt, tømt og vasket under registrering af vandforbrug, emballagevægt og vægt af restindhold. COD mængden blev beregnet og inddelt i kategorierne: Ingen (ren), lav, middel og høj. Især plastflasker til olie/-fedtholdige produkter viste sig vanskelige at tømme, og der var et restindhold tilbage, som oversteg emballagens vægt. COD mængden blev derfor høj, typisk svarende til 1,5 kg per kg plastemballage.

Mængden og typen af restprodukt og dermed COD belastningen blev fundet afgørende for, om genvinding kan svare sig. En kritisk COD mængde er ikke fundet, men for et ”middel”

COD indhold på 0,7 kg per kg plast kan genvinding næppe svare sig. Dette svarer til f.eks. bodylotion og yoghurt i plastflaske. Sennep, remoulade og mayonnaise er rubriceret som ”høj COD”.

Nedenstående skema angiver retningslinier for, hvornår genvinding kan svare sig i forhold til affaldsforbrænding, når der vaskes af i henholdsvis koldt og varmt vand. I projektet blev emballagerne vasket af enkeltvis, og hertil medgik typisk et par liter varmt vand. For at eliminere miljøbelastningen til opvarmning af vand blev beregningerne som supplement udført uden vandopvarmning, dvs. for koldt vand. Det er næppe praktisk muligt at vaske brugt plastemballage med høj COD af i koldt vand.

COD indhold	Vask	Miljø	Affald	Ressourcer
Ingen (ren)	Koldt	+	0	+
Ingen (ren)	Varmt	+	0	+
Lav	Koldt	+	0	+
Lav	Varmt	-	-	+
Middel	Koldt	-	-	+
Middel	Varmt	-	-	+
Høj	Koldt	-	-	0
Høj	Varmt	-	-	-

Med hensyn til indsamlingseffektiviteten er den generelle konklusion, at så høj indsamlingseffektivitet som muligt til genvinding er at foretrække, men emballager, som er uegnede for genvinding (f.eks. COD jfr. ovenstående), bør frasorteres til affaldsforbrænding.

Miljøvurdering af følsomme antagelser (følsomhedsvurdering)

I projektet er der gjort en række antagelser, som kan være følsomme for studiets resultater.

Vigtige og følsomme antagelser gælder energi. Energi-antagelserne er kritiske for, hvor stor fordel er ved genvinding, og om genvinding er en fordel på alle punkter. Antagelserne gælder valg af allokering mellem el og varme, stedspecifik eller marginal valg af energiscenarie og fremtidig energiforsyning. Generelt kan man sige, at jo mindre miljøbelastende energien der fortrænges ved affaldsforbrænding er, jo dårligere kan affaldsforbrænding svare sig i forhold til genvinding. Hvis man antager, at den fremtidige energiforsyning i Danmark bliver mere miljøvenlig, betyder det altså, at affaldsforbrænding dårligere vil kunne svare sig i forhold til genvinding.

Projektets resultater for husholdningsemballagers COD og indsamlingseffektivitet er fremkommet under idealiserede antagelser. Miljøvurderingerne for COD er således udført med 100 % indsamlingseffektivitet af ublandede fraktioner af lav, middel og høj COD. Miljøvurderingen af indsamlingseffektivitetens betydning er foretaget for ”ren” plast. I et virkeligt system har man plastaffald med forskellige COD mængder samt mulighed for forskellige indsamlingseffektiviteter. Der blev derfor udført følsomhedsvurdering for eksempler på sådanne mix.

Resultatet viser, at der findes en optimal indsamlingseffektivitet for husholdningsemballager, hvor andelen til genvinding og andelen til affaldsforbrænding giver den mindst mulige miljøbelastning for systemet som helhed. Med hensyn til ressourcer er det generelt en fordel at genvinde. For op til 50 % genvinding, hvor resten affaldsforbrændes, er det vægtede ressourceforbrug næsten konstant. For følsomhedsvurderingens beregningseksempler synes 50 % indsamlingseffektivitet til genvinding at være optimalt.

Virkelighedens optimale indsamlingseffektivitet er ikke bestemt i dette projekt, da det statistiske grundlag for produkter er for mangelfuldt til, at man herfra kan beregne det faktuelle mix af COD fraktioner i plastaffald. Dette kræver oplysning om salget af en lang række specifikke produkter herhjemme. Noget tyder dog på, at fraktionen af ”høj COD” er ret betydelig, men at forbrugerne foretrækker at smide dem i skraldespanden, da de er vanskelige at rengøre.

Summary and conclusions

The purpose of this project is to examine the requirements to be met in order to make recycling of plastic materials more advantageous than waste incineration in respect to environment and resources. The conditions may e.g. be related to type and amount of plastics, waste (impurities, decomposition), energy consumption in connection with recovery as well as quality and application of the recovered granulate.

The result of the project may support the development of sorting criteria, collection strategies and waste treatment methods that are environmentally justified. The focus of the project is transport packaging as well as household bottles and jars made of plastic.

The project is based on the increasing interest in recovering plastic packaging materials which is due to the fact that Denmark through EU regulations has been committed to ensure recovery of at least 15% of all plastic packaging materials. However, a demand for further increase of this rate can be expected.

The project comprises: estimation of the collection potential, i.e. amounts and types of plastic fractions that can be collected; description of the reuse potential, i.e. amounts and types of products for which the recovered plastics can be used and whether there will be downcycling. Finally, environmental impact assessment of energy consumption and environmental impacts of selected recovery scenarios is made.

The environmental assessments are carried out on a screening level according to the life cycle principle.

Chapter 1 is an introductory description of the background and the objective of the project.

Potentials and focus areas

Chapter 2 of the project deals with the collection and reuse potentials with a view to selecting focus areas for the environmental assessment. A closer analysis of the collection potential for household waste was made in the parallel project: "Collecting systems for plastic bottles and jars" which was also carried out for the Danish Environmental Protection Agency.

Chapter 2 indicates that the collection potential inventory is uncertain, especially at a detailed level. In order to restrict the focus area a pre-selection of products has been made, as the packaging may be *relevant*, *perhaps relevant* or *not relevant* to recover. This categorizing is based on criteria such as amount and contents of a number of specific packaged product types.

Out of a total potential of approx. 108.000 tons of plastic retail packaging materials a recovery of 37 % has been estimated as *relevant* or *perhaps relevant*, the major part being *perhaps relevant*.

Out of a total potential of approx. 97.000 tons of plastic transport packaging materials a recovery of 93% has been estimated as *relevant* or *perhaps relevant*, the major part being *relevant*.

Chapter 2 concludes that there are fractions of "clean" transport packaging materials that have a large volume potential and which are therefore relevant to recover. This especially applies to film wrapping from building sites and consumer goods as well as discarded transport boxes. Further, it is concluded that the potential volume of plastic packaging materials from households may be interesting, but that the recovery may cause environmental problems which may make waste incineration more advantageous in certain cases. This is illustrated in more detail later in the project.

Methods and data of the environmental assessments

Chapter 3 deals with the method of the environmental assessments and the restriction of the scenarios.

The functional unity has been defined as:

"1 kg packaging of the material type X for packaging the product category Y at the collection efficiency Z"

Chapter 3 concentrates on explaining the various method concepts and assessed environmental impacts so that others than LCA-experts can achieve the necessary background knowledge to be able to understand the results of the project.

Chapter 4 describes the data collected as part of the project. This applies especially to the data concerning collection systems and recovery of plastics.

Environmental assessment of transport packaging

Chapter 5 describes the environmental impact assessment of "clean" PE films and boxes which was selected as a focus area which is relevant to recover.

"Clean" means that the PE packages are not mixed up with plastics that are impossible to discard during the recovery, and that the packages are free from impurities etc. which cannot be cleaned off fairly easy.

For these fractions recovery will be preferred to waste incineration. The biggest advantage is achieved if regranulation without remelting will do i.e. for plastic boxes with a certain goods thickness.

Further, the effect of sending the plastic waste materials to the Far East for recovery was estimated. In general, this was regarded as environmentally precarious due to the emissions of the transport, however, the individual environmental impacts are of different importance.

Environmental assessment of bottles, jars and bins from households

Chapter 6 describes the environmental impact assessment of household bottles, jars and bins which was selected as a focus area that is *perhaps relevant* to recover.

Two aspects are interesting:

1. The contamination of the plastic waste material
2. The efficiency of collection

The degree of contamination of the used plastic packages was measured by the residues calculated into COD (Chemical Oxygen Demand), i.e. the amount of oxygen needed to decompose the organic substances, which typically make out the main part of the residual content of the packages, e.g. remaining food products.

In order to recover plastics and obtain a sufficiently good quality it is important that any contamination is cleaned away. The used water shall be waste water treated no matter if the cleaning takes place within a household or in the recovery company, and COD is a key parameter for the energy consumption of the cleaning plant. Further, COD is a key parameter for the amount of energy derived from the residual content of the package in case of waste incineration.

A number of general household products in plastic bottles and jars were purchased, emptied and cleaned, while registering the water consumption, package weight and weight of the residual contents. The COD amount was calculated and listed under the categories: none (clean), low, middle and high. Especially plastic bottles for oil or fat containing products turned out to be difficult to empty, and the residual contents exceeded the weight of the package. Therefore, the COD amount was high, typically corresponding to 1.5 kg per kg plastic package.

The amount and type of the residual product and thus the COD impact turned out to be decisive for the question whether recovery can be justified or not. A critical COD amount was not found, but for a “medium” COD content of 0.7 kg per kg plastic, recovery does probably not pay. An example is e.g. body lotion and yoghurt in plastic bottles. Mustard, remoulade and mayonnaise are listed as “high” COD.

The table below sets some guidelines as to when recovery is worth while in comparison to waste incineration when cleaning in hot and cold water respectively. During the project the packages were cleaned individually, and for this job a few litres of hot water were typically used. In order to eliminate the environmental impact of heating the water, the calculations were also made without heating the water, i.e. in cold water. However, it is hardly possible to clean used packages with high COD in cold water.

COD	Cleaning	Environment	Waste	Resources
None (clean)	Cold	+	0	+
None (clean)	Hot	+	0	+
Low	Cold	+	0	+
Low	Hot	-	-	+
Medium	Cold	-	-	+
Medium	Hot	-	-	+
High	Cold	-	-	0
High	Hot	-	-	-

With regard to the efficiency of the collection the general conclusion is that as high a collection efficiency as possible for recovery is preferred, however, packages which are not suited for recovery (e.g. COD according to the above), should be discarded and incinerated.

Environmental assessment of sensitive assumptions (sensitivity assessment)

During the project a number of assumptions were made, which may be sensitive to the result of the study.

Important and sensitive assumptions apply to energy. The energy assumptions are critical in regard to determining how big the advantage of recovery is, and whether recovery is advantageous in all respects. The assumptions concern choice of allocation between electricity and heating, average or marginal choice of energy scenario and future energy supply. In general, we can say that the more environmentally sound the energy displaced through waste incineration is, the less justified incineration will be in comparison to recovery. If it is assumed that the future energy supply in Denmark will become more environmentally compatible, this will consequently mean that waste incineration will be less advantageous than recovery.

The results of the project with regard to the COD and collection efficiency of household packaging have been achieved on basis of idealised assumptions. The environmental assessments for COD have thus been based on a collection efficiency of 100% of separate fractions of low, middle and high COD. The environmental assessment of the significance of the collection efficiency is based on “clean” plastics. In reality though, you will have plastic waste with different CODs as well as different collection efficiency rates. Therefore a sensitivity assessment was carried out for examples of such mixtures.

The result shows that there is an optimal collection efficiency for household packages, where the share for recovery and the share for waste incineration gives the least possible environmental impact for the system as a whole. With regard to resources recovery is generally an advantage. For a recovery of up to 50%, the rest being incinerated, the estimated resource consumption is almost constant. For the calculated examples of the sensitivity assessment a collection efficiency of 50% for recovery seems to be optimal.

The optimal collection efficiency of reality is not defined in this project, since the statistical basis of the products is too insufficient to make a calculation of the real mixture of COD fractions of plastic waste. This will require information on the annual sale of a number of

specific products. There are, however, indications towards the fact that the fraction of high COD is considerable, but that the consumers prefer to put these in the waste bin, as they are too difficult to clean.

1 Indledning

Plastgenvinding i Danmark sker i dag med begrænset viden om, hvilke fraktioner det er miljømæssigt hensigtsmæssigt at recirkulere under samlet hensyntagen til mængde, miljøomkostninger og kvalitet af det recirkulerede produkt. Man risikerer derved at sætte på plastgenvinding, hvor f.eks. mængdepotentialet eller den resulterende produktkvalitet er ringe, hvilket bevirker en ineffektiv genvindingsgrad, og at f.eks. affaldsforbrænding måske er et bedre alternativ.

Ved recirkulering forstås i denne sammenhæng sortering, rensning og granulering af plastaffald.

Formålet med projektet er gennem eksempler at belyse, hvilke betingelser der skal være opfyldt, for at recirkulering af plast set som helhed er miljø- og ressourcemæssigt fordelagtigt frem for affaldsforbrænding eller evt. andre former for materiale-genvinding end recirkulering. Dette belyses ved at se på:

1. indsamlingspotentialet, dvs. mængder og typer af plastfraktioner, der kan indsamles
2. afsætningspotentialet, dvs. mængder og typer, som det recirkulerede plast kan anvendes/afsættes til, herunder om der sker downcycling.
3. udvalgte genvindingsscenerier, dvs. energiforbrug og miljøeffekter

De omtalte betingelser kan f.eks. relateres til plasttype, mængde, skrotkvalitet (urenheder, nedbrydning), energiforbrug til genvinding, kvalitet af regranulat, afsætning, etc.

Projektet udføres ved hjælp af miljøvurdering på screening niveau efter livscyklusprincippet. Eksemplerne udpeges blandt aktiviteterne:

- transportemballage
- plastflasker og -dunke fra husstande og erhverv

Projektet er opdelt i 4 faser:

- | | |
|---------|---|
| Fase 1: | Kortlægning af genvindingspotentialer |
| Fase 2: | Dataindsamling og opstilling af scenarier |
| Fase 3: | Miljøvurdering af udvalgte scenarier |
| Fase 4: | Konklusion |

Genvinding af plast er omfattet af affaldsbekendtgørelsens § 36 stk. 2, hvoraf det fremgår, at *kommunalbestyrelsen skal anvise genanvendeligt transportemballageaffald af plast fra virksomheder til genanvendelse*. Miljø- og Energiministeren, Dansk Industri, Plastindustrien i Danmark og Emballageindustrien i Danmark indgik i 1994 en aftale om genanvendelse af transportemballager af plast. Der var enighed om, at det er hensigtsmæssigt at koncentrere indsatsen om transportemballager frem for de plastemballager, der indgår i dagrenovation. Derfor har alle danske kommuner pr. 1. juli 1998 skullet iværksætte indsamling af transportemballager af plast, for at opfylde de danske genanvendelsesforpligtelser i henhold til EU, som foreskriver 15 % genvinding. Dette mål synes indenfor rækkevidde i 2000/2001, men det kan forventes, at der fremover vil blive krav om større genvinding.

Ifølge Miljøstyrelsens handlingsplan "Affald 21" skal kommuner udarbejde en redegørelse for initiativer til forebyggelse og genanvendelse af emballageaffald. En mulig kommende genanvendelsesordning for plastflasker og -dunke forventes at bidrage til en større genvinding, som projektet skal undersøge. I "Affald 21" er der primært satset på indsamling fra private husstande; men det må anses for nødvendigt også at se på indsamling af tilsvarende materialer fra erhverv.

2 Genvindingspotentialer

Formålene med dette kapitel er:

- at udpege fokusområder til miljøvurdering
- at belyse genvindings- og afsætningsmuligheder
- at belyse hvilke produkter emballagerne genvindes som

De nævnte formål skal tilgodese opstillingen af scenarier for miljøvurdering i de næste kapitler. For at opfylde formålene skal indsamlings- og afsætningsforholdene belyses. Dette sker på baggrund af undersøgelser og vurderinger, som er temmelig usikre, men formålet er som nævnt at kunne opstille nogle relevante og realistiske scenarier, og ikke at udføre en præcis analyse.

2.1 Indsamlingspotentialer, plasttyper og mængder

Indsamlingspotentialerne skal vise:

1. Emballagetypernes relation til de produktgrupper de skal emballere og derfor kan indsamles fra
2. De relevante emballagetyper på et tilstrækkeligt detaljeret niveau
3. Mængdepotentialerne for relevante emballagetyper relateret til produktgrupper

Viden til kortlægning af indsamlingspotentialer fordelt på typer af emballageplast (flasker/dunke og transportemballage) er opsøgt i statistik og undersøgelser på området. Dette har vist sig temmelig utilstrækkeligt, og der er kun fundet enkelte referencer som, suppleret med egne estimater og erfaringer, har kunnet danne basis for belysning af indsamlingspotentialerne.

2.1.1 Litteraturgennemgang

Relevant litteratur er søgt følgende steder:

- Miljøstyrelsens publikationer (Danmark) - <http://www.mst.dk>
- Naturvårdsverket i Sverige – www.environ.se
- Statens Forurensningstilsyn i Norge – www.sft.no
- APME (Association of Plastics Manufacturers in Europe) <http://www.apme.org>
- Danmarks Statistik <http://www.statistikbanken.dk>

Foruden denne litteratursøgning er der søgt i databasen fra biblioteket på ”Center for Affald og Genanvendelse, Teknologisk Institut”, samt i eget bibliotek og tidligere udførte projekter. Følgende litteratur er gennemgået:

Danmarks Statistik, 2000:

”Den kombinerede nomenklatur” fra Danmarks statistik dækker over 10.000 varegrupper, men hvoraf kun få direkte vedrører plastemballage.

Under KN-kode 3923 ”Transport- og emballagegenstande af plast: propper, låg, kapsler og andre lukkeanordninger af plast” er følgende inddeling uddraget som kommer tættest på dunke/flasker:

1.1.1 3923 Transport- og emballagegenstande, af plast: propper, låg, kapsler og andre lukkeanordninger af plast

3923 30 – Balloner, flasker, kolber og lignende varer:
3923 30 10 – med rumindhold på 2 liter og derunder
3923 30 90 – med rumindhold over 2 liter

Kategoriene er ikke yderligere inddelt og kan derfor ikke umiddelbart anvendes til identifikation af typer og mængder.

KN-koden 3920 dækker ”Andre plader, ark, film, folier, bånd, tape, strimler, af plast undtagen celleplast, uden underlag og ikke forstærket, lamineret eller på lignende måde i forbindelse med andre materialer”. Kategorien er underdelt i plasttyper, dvs. i PE, PP, PVC, polycarbonat etc. og herunder i en række varegrupper. Kun få af varegrupperne kan identificeres som emballager, f.eks. 3920 10 24; PE, ikke over 0,125 mm, strækfolier. Alt i alt kategoriene under KN-3920 ligeledes utilstrækkelige til at identificere typer og mængder.

EU's statistik:

I EU's statistik er ”Plastemballager” inddelt som følger:

1.1.1

1.1.2 25.22.1 Packaging products of plastics

1.1.2.1	25.22.11	Sacks and bags (including cones), of polymers of ethylene
1.1.2.2	25.22.12	Sacks and bags (including cones), of other plastics than polymers of ethylene
1.1.2.3	25.22.13	Boxes, cases, crates and similar articles of plastics
1.1.2.4	25.22.14	Carboys, bottles, flasks and similar articles of plastics
1.1.2.5	25.22.15	Other packaging products of plastics
1.1.2.5.1	25.22.15.21	Spools and similar supports for magnetic tapes, of plastics
1.1.2.5.2	25.22.15.23	Other spools, cops, bobbins and similar supports of plastics
1.1.2.5.3	25.22.15.25	Caps and capsules for bottles of plastics
1.1.2.5.4	25.22.15.27	Stoppers, lids and other closures of plastics
1.1.2.5.5	25.22.15.28	Netting extruded in tubular form of plastics
1.1.2.5.6	25.22.15.43	Barrier containers for transport of hazardous goods
1.1.2.5.7	25.22.15.45	Barrels > 5 l, <= 300 l, of plastics
1.1.2.5.8	25.22.15.47	Other transit containers, > 5 l, <= 300 l
1.1.2.5.9	25.22.15.82	Barrels > 300 l
1.1.2.5.10	25.22.15.83	Other transit containers > 300 l of fibre-reinforced plastics
1.1.2.5.11	25.22.15.84	Other transit containers > 300 l of other plastics
1.1.2.5.12	25.22.15.85	Refuse and waste transit containers of fibre-reinforced plastics
1.1.2.5.13	25.22.15.86	Refuse and waste transit containers of other plastics
1.1.2.5.14	25.22.15.87	Other containers of fibre-reinforced plastics
1.1.2.5.15	25.22.15.88	Other containers of other plastics

Heller ikke denne kategorisering er tilstrækkelig detaljeret til at vise, hvilke produktområder emballagen er knyttet til.

FDB's emballagehjemmeside, 2000: <http://www.fdb.dk/>

Modellen, som den ligger på Internettet, linker materialer (f.eks. karton, glas, plast) til emballagetyper (f.eks. bakker, bøger/bøtte/spand, flaske/dunk) og emballagetyper til varekategorier (f.eks. viktualievarer, frugt og grønt), hvor den oplyser om emballageforbrug i gram per liter af varegruppen. Modellen linker derimod ikke materialer og emballagetyper

til varegrupper og er derfor ikke tilstrækkelig operationel til nærværende projekt. Modellen kan heller ikke give noget fingerpeg om totalforbruget af emballager per varegruppe.

Affald 21 1999:

I ”Affald 21” (Miljøstyrelsen, 1999a) opgøres forbruget af plastemballage til ca. 150.000 tons per år (1995).

Heraf skønnes det, at ca. 90.000 tons plastemballage ender i dagrenovationen (private husstande).

Affald 21 indeholder ingen inddeling af plastemballageaffaldet.

Kompass-Danmark, 1999:

Database, som omfatter producenter og agenter for en lang række varegrupper (Kompass, 1999). Varegrupperne er kategoriseret på et mere detaljeret niveau end den statistiske nomenklatur og kan derfor anvendes til udfærdigelse af en systematisk listning af emballagetyper, se næste afsnit. Ydermere giver oplysningen om producenter og agenter mulighed for at kontakte disse for at skaffe information om emballagemængder, hvilket dog på nær få undtagelser har ligget uden for dette projekts rammer.

Plastemballagestatistik, 1998:

Inddelingen i ”Plastemballagestatistik (1998)” (Jacobsen, H. og Hansen, G. 1999) synes ikke umiddelbar tilstrækkelig for projektet. I Plastemballagen inddelles plastemballagerne i plasttyper:

LDPE, HDPE, EPS, PP, PET, PET, PS og andet plast.

Ifølge Plastemballagestatistikken er:

- De samlede mængder plastemballage var ca. 172.000 tons i Danmark i 1998.
- Af dette blev ca. 6,7% indsamlet til genvinding (ca. 11.455 tons).
- Hovedparten af dette genanvendte plast er transportemballage (ca. 10.365 tons).
- Kun 140 tons af det genanvendte plast kommer fra husholdninger.
- Det antages, at 40% af de samlede plastemballagemængder udgøres af transportemballager, hvilket betyder, at genvindingsprocenten for transportemballageplast var ca. 15% i Danmark i 1998.

Norsk Affaldsanalyse (1998):

I en Norsk affaldsanalyse af husholdningsaffald er affaldet inddelt i 37 komponenter (Interconsult group, 1998). Af relevans for dette projekt er kategorierne (andel af samlet affaldsmængde):

Folie emballage (3,8 % af affaldet – vægt)

Emballage af hård plast (1,9%)

Drikkevareemballage af plast (0,15%)

Anden folie og hård plast (2,1%)

EPS Emballage (0,11%)

Anden EPS (0,02%)

Inddelingen kan ikke umiddelbart anvendes til identifikation af ”flasker og dunke”, og der er også forbehold vedr. repræsentativiteten for danske forhold.

Emballageforsyningen i Danmark - fordelt på varegrupper, 1997:

Populært kaldet ”Top 500” – et projekt vedr. udpegning af emballagetunge produktgrupper (Miljøstyrelsen, 1997). Referencen sammenkæder forbrugsmængden af detail- og transportemballager med varegrupper. Udgangspunktet er den før omtalte ”kombinerede nomenklatur” fra Danmarks Statistik, hvor man for de skønnet 500 mest emballagetunge positionsnumre har vurderet emballagetyper og mængder. Disse varepositioner er samlet i ca. 60 varegrupper, for hvilke emballageforbruget er opgjort. For plast er emballagen inddelt efter materialetype (PP, PS, EPS etc) samt i krympefolier og -hætter, strækfilm og -hætter og transportsække. Selv om opgørelsen rummer mange usikkerheder og enkelte huller (se afsnit 2.1.3) er den nok det bedste bud på relationen mellem emballager og varer.

Familiens Miljøbelastning, 1996:

Dette projekt (Økoanalyse 1996)(Dall, O. og Toft, J. 1996) opgør en families årlige forbrug af varer og energi og indeholder godt 800 positionsnumre. Varenes emballagetype og mængde er opgjort for samtlige positionsnumre, og projektet kan derfor give detaljeret information om, hvilke varer der bruger hvilke emballager og også om mængden målt per

familie med 2 voksne, 2 børn. Med en vis usikkerhed kan totalforbruget derfra estimeres, se afsnit 2.1.3.

Bortskaffelse af emballage fra private husholdninger via dagrenovationen, 1996:
(Hannelsund, L. 1996) opgør totalmængder af de forskellige emballagematerialer, herunder plast, per husstand. Da emballagerne således hverken er relateret til produkter eller til specifikke plastmaterialer, kan rapporten ikke anvendes i nærværende projekt.

Dagrenovation fra private husholdninger, 1994:
(Nissen et. al. 1994) beskriver resultaterne af en analyse af dagrenovationen fra private husholdninger i 1992-1993. Her er affaldet delt ind i 20 fraktioner. En af disse fraktioner er kaldt ”plastemballage”. Ifølge rapporten er dagrenovationspotentialet for plastemballage ca. 58.000 tons per år.
Det er ikke muligt ud fra denne rapport at inddele plastemballage i yderligere typer og mængder.

Foruden ovennævnte er følgende litteratur gennemgået, men er ikke fundet relevant i sammenhæng med potentialeopgørelsen på grund af emne eller alder:

- Miljøstyrelsen: ”Genanvendelse af transportemballage af plast” (1998)
- Miljøstyrelsen: ”Ekstern genanvendelse af plast” (1992)
- Miljøstyrelsen: ”Genanvendeligt plastaffald fra erhvervsvirksomheder” (1992)
- Miljøstyrelsen: ”Sortering af blandet affaldsplast” (1991)
- Miljøstyrelsen ”Emballager og miljø i FDB-koncernen” (1990)
- Miljøstyrelsen: ”Produkter af blandet affaldsplast” (1989)
- APME: Baggrundsrapporter for APMEs studie fra 1999 ”Assessing the eco-efficiency of plastic packaging waste recovery”, som er udført af TNO i Holland.
- En undersøgelse af de miljømæssige gevinster ved Duales System Deutschlands indsamling af plast fra husholdninger, udført af Fraunhofer-Institutet (Kilde: Litteraturovervågning).

2.1.2 Identifikation af emballagetyper

Med udgangspunkt i (Kompass 1999) er nedenstående emballagetyper identificeret som værende relevante at recykle. Under type er markeret F/D for flasker/dunke og T for mulige transportemballager som relevante for projektet. Endelig er markeret GD for generel detailemballage m.v., som dog ikke er omfattet af projektet. Antal henviser til antal leverandører, som kan være producenter eller agenturer.

Kompass kode	Type	Produkt	Antal
3068047	GD	Plastposer, glatte/matte	33
3068103	GD	Indpakkingsfolie, plast	1
3068134	GD	PE-poser	1
3069008	GD	Lynlåspose & foderaler	48
3069009	GD	Bæreposer	115
3069040	GD	Krympeforseglinger	10
3069044	GD	Plastposer med snorelukning	14
3069046	T, GD	Strækfilm & folie	111
3069047	T	Pallehætter m.v.	81
3069048	T, GD	Krympefilm & folie	120
3069051	T, GD	Boblefolie	8
3069053	T, GD	Emballagefolier	51
3080022	T, GD	Film & folier	159
3080035	T, GD	Film & folier, selvklæbende	16
3080041	F/D	Flasker <50 ml	37
3080042	F/D	Flasker 50 - 1000 ml	48
3080043	F/D	Flasker >1000 ml	43
3080044	F/D	Dunke og fade	42
3080053	GD	Sprøjteblæst emballage	27
3081004	GD	Emballage, presset termoplast	20
3081006	GD	Kapsler, låg, hætter	23

3081043	GD	Emballage, vacuumformet plast	70
3082017	T, GD	Folieemballage	116
3082031	T, GD	Emballage, plastskum	59
3082033	T, GD	Plader og formstøb til polstring m.v.	53

Yderligere er identificeret et antal emballage servicier, som ligeledes kan være relevante:

Kompass kode	Type	Serviceydelse	Antal
8319006	T, GD	Plastovertrækning	19
8319008	T, GD	Emballering i krympefolie	46
8319012	F/D	Påfyldning af flasker	26
8319014	T, GD	Foliepakning	30
8319021	F/D	Påfyldning af dunke og spande	4
8319022	T, GD	Pakning, industrikomponenter	4

2.1.2.1 Materialetyper

De typiske materialer til forskellige emballagetyper er vurderet ud fra leverandørplysninger og ved at se på recyklingsmærket på forskellige produkter. De materialetyper, man normalt bruger til forskellige emballagetyper, er vist i tabel 1.

Emballagetype	Detail						Transport				
	PP	PS	EPS	PET	HD-PE	LD-PE	PP	PS	EPS	HD-PE	LD-PE
Poser	X				X	X					
Sække							X			X	X
Strækfilm	X	X		X		X					X
Krympefolie						X					X
Krympehætte											X
Flasker	X			X	X						
Bøtter	X				X						
Dunke										X	
Spande							X			X	
Kasser									X	X	
Bakker			X		X	X					
Stødabsorbtion									X		
PVC erstatninger		X		X		X					

Tabel 1 Materialer til emballage

Projektvirksomheden Replast behandler kun PE, men f.eks. PP er potentialemæssigt også interessante og behandles derfor også i projektet.

2.1.3 Estimat af indsamlingspotentialer

Litteraturgennemgangen viste, at den tilgængelige statistik forholder sig for udetaljeret til plastgenvinding i forhold til projektets formål. Litteraturgennemgangen udpegede to undersøgelser, som på detaljeret niveau søger at opgøre genvindingspotentialerne for specificerede emballager, nemlig ”Emballageforsyningen i Danmark - fordelt på varegrupper”, populært kaldet ”Top 500” (Miljøstyrelsen, 1997), og ”Familiens Miljøbelastning” (Dall og Toft 1996). Disse to referencer er primært lagt til grund for estimering af indsamlingspotentialerne. Resultatet heraf findes i afsnit 2.1.3.1 og 2.1.3.2. En nærmere forklaring af referencernes bearbejdning findes i bilag A og B. Undersøgelserne er, som beskrevet i det følgende, ret usikre, men de kan understøtte hinanden, og de er p.t. det eneste, der findes. Det er muligt, at projektet for Indsamlingssystemer for plastflasker og –dunke (Ottosen og Tønning, 2000) kan belyse situationen for husholdningsemballage nærmere.

2.1.3.1 ”Top 500”

”Top 500” kan karakteriseres som en ”top down” analyse baseret dels på Toldvæsenets vareregistreringer og dels vurderinger af hvilke typer emballage og mængder, der er benyttet til de varer, der *forbruges* i Danmark.

En stor vanskelighed består i at opgøre emballageforbruget, da dette grundet import og eksport af emballerede varer er forskellig fra den emballagemængde, der produceres i Danmark, og som ret præcist kan opgøres. Kun plast, som reelt forbruges, indgår i genvindingspotentialiet og ikke plast som genbruges, f.eks. returflasker og -kasser. Der gælder relationen:

$$\text{Forbrug} = \text{Produktion} + \text{Import} - \text{Eksport}$$

Også vurderingen af, hvilke emballagetyper der anvendes, er forbundet med usikkerhed, selvom mange emballager er mærket. Der er for de enkelte varegrupper fundet oplysninger om materialetyper, som må være fejlskøn, hvilket betyder, at mængdepotentialerne kan fordele sig anderledes på materialetyper, end hvad undersøgelsen viser.

"Top 500" er som tidligere nævnt klassificeret i 60 varegrupper. Nogle af disse er udeladt, fordi de ikke indeholder plastemballage, og andre er udeladt, fordi potentialet er lille, idét der er skåret ved et potentiale på ca. 300 tons per år. I forhold til totalmængden er kun en lille emballagemængde udeladt på denne måde. Som beskrevet i bilag A er det for hver af detail- og transportemballagerne skønnet, om det er *relevant*, *måske relevant* eller *ikke relevant* at recirkulere. F.eks. kan plastflasker, som har indeholdt kosmetik, olie og visse kemikalier, give problemer i genvindingsprocessen ved forurening af skyllevand eller i kvaliteten af det nye produkt, hvis ikke udvasket restindhold blandes ind i plaststrukturen. Disse emballager kan måske være relevante, afhængig af problemernes omfang. Andre emballager kan være uønsket i indsamlingen og/eller genvindingen, fordi de har indeholdt let fordærvelige eller meget risikobetonede produkter, så som animalske fødevarer og lægemidler. Sådanne emballager er det ikke relevant at genvinde. Nogle varegrupper er ikke relevante for f.eks. transportemballagen, fordi potentialet er for lille, hvorimod potentialet kan være til stede for samme varegruppes detailemballage og vice versa. For detailemballage er der ikke skelet til, om der er tale om flasker eller dunke, men andelen af flasker/dunker er vurderet for hver varegruppe.

Det kan undre, at forbruget af transportemballage til isoleringsmaterialer ikke er med på listen, da den rummer et temmelig stort potentiale, så denne varegruppe er tilføjet af IPU. Endelig benyttes der en stigende mængde plastemballage til halmballer etc., som vel også kan regnes som transportemballage, men mængden heraf har det ikke været muligt at skønne.

Tabel 2 viser et resumé af de relevante og måske relevante mængdepotentialer opgjort i bilag A. Det samlede årlige potentiale af plastemballage efter tillæg af ekstra PET flasker og emballage for isoleringsmateriale er 108.403 tons detailemballage og 96.881 tons transportemballage (Miljøstyrelsen, 1997), sv. t. henholdsvis 21,25 kg/prs og 19 kg/prs. Det er ved skrifttype markeret, om der er tale om relevante eller måske relevante potentialer som ovenfor beskrevet. Ved hjælp af tabel 1 kan man få en idé om, hvilke emballagetyper der kan være tale om. HD-PE til transportemballage er f.eks. typisk sække, dunke eller kasser.

Af de totale mængder ses, at det *i princippet* skulle være muligt årligt at genvinde ca. 37.000 tons detailemballage (7,25 kg/prs) og ca. 90.500 tons transportemballage (17,75 kg/prs), svarende til henholdsvis 37 % og 93 % af de samlede potentialer. Om det i praksis er muligt at indsamle disse potentialer, og om det er teknisk muligt eller fornuftigt at udføre genvindingen i praksis, er en anden sag. F.eks. udgør *de relevante mængder* ca. 14.500 tons (2,8 kg/prs) for detailemballage (heraf 1.500 t flasker) og 66.000 tons for transportemballage (13 kg/prs), eller hhv. 14 % og 68 % af de samlede potentialer, forudsat en indsamlingseffektivitet på 100 %. De relevante mængder er de mængder, som det teknisk og kvalitetsmæssigt med stor sandsynlighed kan svare sig at genvinde. Den måske relevante mængde flasker/bøtter fra detailemballage udgør ca. 15.000 tons (2,9 kg/prs).

For detailemballage generelt kan 25 – 40 % indsamlingseffektivitet sandsynligvis nås i bringeordninger og 50 - 60 % i henteordninger, se afsnit 4.2.3. I praksis kan man f.eks. gætte på 35 % indsamlingseffektivitet for husholdningsemballage og 70 % for transportemballage, hvilket giver genvindingspotentialerne 5.075 tons relevant detailemballage (4,7 % af total detailemballage) og 46.200 tons relevant transportemballage (48 % af total transportemballage). Isoleret set er f.eks. indsamlingseffektiviteten for den

del af detailemballagen, som vedrører kasserede returflasker, væsentlig højere, men kun en lille del af potentialet ligger der. Dertil kommer 5.250 tons måske relevante flasker/bøtter fra detailemballage (4,8 % af total detailemballage). Potentialet for transportemballage er absolut størst og derfor vigtigt at satse på, hvis en høj plastgenvindingsgrad skal nås.

Produkt	Detail						Transport							
	PVC*	PP	PET	Anden plast	HD-PE	LD-PE	PP	PS	EPS	HD-PE	LD-PE	Krympefolie	Krympehætte	Strækfilm
Drikkevarer (PET ændret af IPU)			1100	232	199					608				772
Møbler									6088	6088		3375		
Papirvarer						2573								289
Maskiner, TV, el., hårde hvidevarer		3876	721						1199	1000		1227		
Glas			680					542			1956		1273	
Dyrefoder						870				2243				
Garn & stoffer						2623					1957			
Tøj af bomuld (trikotage/ej trikotage)		777				460								
Tasker, handsker, bæltter						446								
Kosmetik/hårpleje	496	727	1871	633	3107	363								315
Sauce, sennep, is m.v.			512		5161	1477					421		750	
Mejeri	408	351		420	526	1434				291				
Sæbe/rengøringsmidler		652			999	743				718				
Fedt/olieprodukter		500			684					7612	366			
Legetøj & sportsartikler	376		596											
Børster & skrivesartikler			668											
Forarb. frugt/grønt, surt											309			1057
Sukkervarer														622
Frugt								265						
Blomster									2500					
Hårde hvidevarer, maskindele, pumper									1671				1023	
Gødning											9869			
Kaffe, the, krydderier												317		
Fisk (fersk)									1759					
Varer af plast									418		1104			
Låse og beslag											543			
Mel											343			
Tryksager							609							
Mur- og tagsten										2495	678		678	
Cement, asfalt & slibemidler											261		642	
Majs											551			
Isolering (supplement IPU)												2500	2000	1000
Gronsgager									2443		1275			
Lak/maling										7570				
Kød (fersk)										2943				547
Bekæmpelsesmidler (?), beton, cement										1343	517			
Flydende kemiske produkter											1581			
I alt	1280	6883	6148	1285	10676	10989	609	807	16078	33220	21422	7419	6366	4602
Genvindingspotentiale, detail i alt	37261													
Genvindingspotentiale, transport i alt							90523							

Tabel 2 Væsentlige genvindingspotentialer. Fed skrift = relevant. Normal skrift = måske relevant. Ikke relevante mængder (<300 t) figurerer ikke, f.eks. EPS detailemballage.
* PVC er i dag udfaset og erstattet af PS, PE og PET.

2.1.3.2 "Familiens Miljøbelastning"

Familiens Miljøbelastning kan karakteriseres som en "bottom up" analyse, baseret dels på en statistisk undersøgelse af en gennemsnitsfamilies årlige forbrug af produkter og dels på en undersøgelse af, hvilke typer emballage og mængder der er benyttet til de forbrugte varer.

Usikkerheden i at opgøre emballageforbruget ligger for Familiens Miljøbelastning dels i at omsætte forbruget for en familie på 2 voksne og 2 børn til et totalforbrug for Danmark, og dels i, om de opgjorte varer og emballagetyper rent faktisk er repræsentative. F.eks. antages is solgt i papkarton, selvom meget af det sælges i plastbøtter.

Af Familiens Miljøbelastnings ca. 900 produkter indeholder knap 200 oplysninger om plastemballage. Disse er sorteret efter type, og enkelte produkter er lagt til, bl.a. flasker/dunke til sprinklervæske og motorolie ud fra egne estimater. PVC er omfordelt på de plasttyper, man bruger i dag (Halle, 2000). Der er udelukkende tale om detailemballager og det er vurderet hvilke af produkterne, der leveres i flasker/dunke. Dette er resumeret på varegrupper i tabel 3.

Varegruppe	PE, t/år	PET, t/år
Drikkevarer		240
Saucer, sennep, is, m.v.	1270	
Kosmetik & hårplejemidler	2091	
Flydende kemiske produkter	351	46
Sæbe og rengøringsmidler	3240	
Fedt & olieprodukter	1640	

Tabel 3 Flasker og dunke fra Familiens Miljøbelastning rubriceret efter "Top 500". Se forklaring i bilag B.

2.2 Afsætningspotentialer

Afsætningspotentialerne skal vise:

1. Hvilke produkttyper de indsamlede produkter typisk genvindes som
2. Afsætningsmulighed af disse produkttyper
3. Indikation af, om produktet kan genvindes til ca. oprindelig kvalitet, eller om mærkbar kvalitetsforringelse må påregnes (downcycling)

Der findes ingen direkte statistiske undersøgelser af disse faktorer, så vurderingen heraf må udføres på baggrund af erfaring. Tabellen i bilag C viser hvilke plastprodukter, de indsamlede emballager genvindes som samt deres afsætningsmuligheder, vurderet af (Christensen, 2000). Tabellens input er konstrueret ud fra tabel 1 og 2, og er således samtidig en opsummering af indsamlingspotentialerne. De angivne mængder på inputsiden er grove antagelser, især for detailemballager, idét andre emballagetyper end flasker/dunke kan antages. For "saucer, sennep, is, m.v." er en stor del således formentlig bægre og bøtter, som da tolkes som "flasker". Ligeledes kan plasttyperne for de enkelte emballager være behæftet med fejlskøn, som leder tilbage til den bagved liggende reference (Miljøstyrelsen, 1997). F.eks. er emballage til "Sauce, sennep, is, m.v." og "lak/maling" angivet som HD-PE, selvom en stor del i virkeligheden er PP. Disse forhold findes som bemærkninger til tabellen.

Af tabellen i bilag C og vurderingerne omkring afsætning kan man konkludere:

- Der er p.t. ingen begrænsninger med hensyn til genvindingskapacitet for afsætning af plastaffald til genvindingsvirksomhed
- Begrænsning for afsætning af plastaffald til genvindingsvirksomhed skyldes manglende interesse for skrot, som kan medføre miljø- eller arbejdsmiljøproblemer på virksomheden
- Nogle restprodukter eller produkter i emballager kan føre til forringet kvalitet af den genvundne plast og dermed til downcycling. Dette gælder restprodukter, som er vanskelige at udrense og som kan forringe plastens struktur (fedt-/olieholdige produkter, sæber, lak/maling, etc.), eller produkter som har været aggressive over for plastemballagen under brug (visse kemikalier)
- Hvis der ikke finder væsentlig kvalitetsforringelse sted, genvindes plastemballage til produkter, som man alternativt ville have fremstillet af primær plast. Da man ikke kan garantere og dokumentere styrkekrav etc. på samme måde som for ny plast, vil der i reglen være tale om mindre krævende produkter så som ny emballage, folier og trykløse rør.
- Der er p.t. ingen begrænsning for afsætning af genvundet plast, forudsat at salgsprisen er attraktiv

Ovenstående betyder at for plastemballager, hvor der ikke er kvalitetsmæssige eller håndteringsmæssige begrænsninger, kan man regne med, at genvundet plast fortrænger primær plast. Hvor der findes kvalitetsmæssige eller håndteringsmæssige begrænsninger må forholdene belyses nærmere i det enkelte tilfælde, som der er vist eksempler på i kapitel 6.

2.3 Fokusområder

Udpegning af fokusområder benyttes til emner for miljøvurderinger i de næste kapitler. Det er først og fremmest interessant at genvinde plast fra områder, hvor man med mindst mulig indsats kan etablere indsamling af store kvantiteter plast af ensartet materiale, som ikke giver begrænsninger med hensyn til håndtering (miljø, arbejdsmiljø) eller kvalitet. Der er altså tre forhold som skal være opfyldt:

1. Adgang til plasten
2. Plastkvaliteten
3. Plastkvantiteten

Ved hjælp af tabel 2 og tabellen i bilag C er nedenstående fokusområder udpeget, som opfylder alle tre kriterier.

- Byggematerialer (byggepladser)
Ca. 10.000 tons LD- og HD-PE sække, folier, hætter og evt. paller fra isolering, mur-/tagsten, sand/cement.
- Bolig, hårde hvidevarer, elektronik m.v. (handel)
Ca. 10-12.000 tons LD- og måske HD-PE poser, folier og hætter.
- Landbrug
Ca. 12.000 tons LD- og måske HD-PE sække fra dyrefoder og gødning.
- Levnedsmidler, ikke let fordærlige, drikkevarer (handel, industri, gartneri)
En stor del er sekundær emballage. Ca. 5-6.000 tons LD-PE sække, film, folier og hætter samt ca. 1.000 tons kasserede HD-PE kasser fra råvarer, kolonial, frugt & grønt, drikkevarer etc. Potentialet er større, da en del HD-PE kasser er opgjort som EPS (ca. 2.400 tons), og desuden er der en del kasserede HD-PE kasser fra blomster. Endelig kasseres ca. 1100 tons PET-flasker fra drikkevarer.

Fokusområder, som har problemer med at opfylde kriteriet om adgang, kvalitet eller begge, og som derfor er problematiske, er:

- Husholdninger
Ca. 15.000 tons PP, PET og HD-PE flasker og bøtter fra kosmetik, levnedsmidler, rengøringsmidler, olieprodukter, kemiske produkter, lak/maling etc.
- Let fordærlige levnedsmidler (handel og industri)
Ca. 3.000 tons kasserede HD-PE kasser samt ca. 1.000 tons LD- og evt. HD-PE poser og spande fra fersk kød og fisk, sauce, sennep, is, m.v. Dertil en del af ca. 1.800 tons EPS kasser, som i virkeligheden må være HD-PE.
- Fedt/olieprodukter m.fl. (handel/værksted og industri)
Ca. 10.000 tons overvejende HD-PE dunke og noget LD-PE. En meget stor del af dette må stamme fra autoområdet og anden transportvirksomhed. Andet stammer fra sæbe/rengøringsmidler og flydende kemiske produkter.
- Lak/maling (byggepladser)
Ca. 7.500 tons HD-PE eller PP spande fra maling og lak til professionelt brug
- EPS kasser
EPS kasser er opgjort for sig, da recirkuleringen skønnes at medføre særlige problemer. Der er ca. 6-7.000 tons EPS stødabsorption fra møbler, hårde hvidevarer, TV, elektrisk udstyr, maskiner etc. og ca. 6.500 tons kasser, hvoraf en del i virkeligheden må være HD-PE.

Mange af de nævnte produkter, som indgår i fokusområderne, går gennem mange led, og derfor er det svært på forhånd at afgøre, i hvilke(t) led der er lettest adgang til plastemballage. Dette betyder, at det er svært entydigt at afgrænse fokusområderne. Kasserede transportkasser til levnedsmidler kan f.eks. frasorteres enten i producent- eller detaillerede (mest sandsynligt i producentledet), og emballage til møbler og hårde hvidevarer kan frasorteres enten i detaillerede eller i husholdningen (kan søges reguleret til detaillerede).

I dette projekt er valgt følgende væsentlige fokusområder for scenarier, som gennemgås i kapitel 5 og 6:

1. Relevant transportemballage
 - LD-PE folier/hætter
 - HD-PE transportkasser

2. Måske relevant husholdningsemballage

- HD-PE og PP flasker og bøtter

LD-PE folier og hætter er udvalgt grundet det store potentiale, som forholdsvis let kan genvindes, men hvor indsamlingen må sættes mere i system. For HD-PE kasser er potentialet mindre, men til gengæld kan det nemt indsamles, og genvinding er uproblematisk, så længe der ikke er tale om transportkasser til let fordærvelige varer. Det antages, at kasserne kan regranuleres uden omsmelting.

Måske relevant husholdningsemballage flasker og bøtter er udvalgt dels på grund af det store potentiale og dels grundet den fokus, der er på dette område både fra Miljøstyrelsen og fra miljøbevidste forbrugere. Formålet er nøjere at undersøge, hvilke problemer der er forbundet med genvindingen. Endelig er det interessant at undersøge, om nogle fraktioner er mere favorable med hensyn til genvinding end andre. Dette har betydning for planlægning af indsamlingssystemer, som der f.eks. arbejdes med i projektet ”Indsamlingssystemer for plastflasker og –dunke” (Ottosen og Tønning, 2000).

Dunke og spande fra erhverv, f.eks. til olie/kemikalie og maling, er gennemgående ”måske relevant” set fra et genvindingsteknisk synspunkt, men er potentialemæssigt interessant. Det er imidlertid valgt at nedprioritere vurderingen af disse til fordel for ovennævnte emballager. Der ligger nok især et potentiale i rengøring og direkte genbrug af disse produkter, hvilket i beskedent omfang praktiseres i dag. I lighed med flasker/bøtter fra husholdninger må man dog være opmærksom på de problemer, som de udrensede produkter skaber, og som skal kunne håndteres på forsvarlig vis.

Relevant husholdningsemballage, flasker og bøtter drejer sig først og fremmest om kasserede PET genbrugsflasker til drikkevarer. Vurderingen heraf er fravalgt, dels da potentialet ikke er så stort som de ovennævnte områder, og dels da indsamling og genvinding antages at ske temmelig effektivt.

3 Miljøvurdering, metode og scenarieafgrænsninger

3.1 Miljøvurderingsmetoden

Miljøvurderingen i dette projekt er baseret på principperne for livscyklusvurderinger. En *livscyklusvurdering* (LCA fra engelsk: Life Cycle Assessment) følger principielt et produkt fra ”vugge til grav”, dvs. fra udvinding af råstoffer, over forarbejdning, fremstilling af produkter og brug til genbrug og bortskaffelse.

En livscyklusvurdering består af nedenstående elementer, som vil blive forklaret i de følgende afsnit i relation til plastgenvinding i dette projekt.

- Beskrivelse af formålet med vurderingen
- Afgrænsning, dvs. beskrivelse af systemet og dets afgrænsninger, f.eks. tidsperiode, geografi, udeladte data eller processer.
- Opgørelse, dvs. dataindsamling af ressourcer, energiforbrug, emissioner og affald
- Vurdering, hvor resultaterne fra opgørelsen omregnes til ressourcetræk og miljøeffekter (drivhuseffekt, forsuring etc.), og hvor betydningen heraf vurderes.

Den danske UMIP-metode udviklet for Miljøstyrelsen (Wenzel et. al., 1996) er anvendt som grundlag. ”UMIP” står for ”Udvikling af Miljøvenlige Industriprodukter”, og er en metode, som anvender livscyklustankegangen for udvikling af miljøvenlige industriprodukter. UMIP-metoden er udviklet i perioden 1991-1996 og er gennemført med tilskud fra Rådet vedrørende genanvendelse og mindre forurenende teknologi. Programmet har været et samarbejde mellem Institut for Produktudvikling, Institut for Arbejdsmiljø, Laboratoriet for Økologi og Miljølære, de fem danske virksomheder: Bang & Olufsen A/S, Danfoss A/S, Gram A/S, Grundfos A/S og KEW Industri A/S, Dansk Industri samt Miljøstyrelsen. En videreudvikling af udvalgte områder af UMIP-metoden er i gang pt.

UMIP-metoden er ikke en standard, men en videnskabeligt dokumenteret fremgangsmåde. De gældende standarder på området findes under ISO 14000 (ISO, 1997) (ISO, 1998) (ISO, 2000) og stiller krav om formalisme og metodemæssige rammer ved udførelse af LCA. UMIP metoden er i overensstemmelse med de metodemæssige rammer beskrevet i ISO standarderne. Dette projekt følger den beskrevne formalisme i ISO standarderne i det omfang, det er fundet praktisk relevant.

Miljøvurderingen i dette projekt er til dels udført som en *screening* på det foreliggende grundlag, hvilket betyder, at der er taget udgangspunkt i de forhåndenværende litteratordata samt de data, som det umiddelbart har været muligt at skaffe fra de mest relevante virksomheder. En detaljeret dataindsamling er dog udført for produktionen på genvindingsvirksomheden Replast A/S. En screening bruges til at identificere de væsentligste processer, men en screening går ikke i dybden med data. Screeningen giver indikation om fordele og ulemper ved forskellige produktsystemer og giver et fingerpeg om de væsentligste miljømæssige forhold. Selvom usikkerheden på resultaterne er større for en screening end for en detaljeret livscyklusvurdering, er resultatet i reglen tilfredsstillende for overbliksskabende konklusioner.

3.2 Formål

Formålet med miljøvurderingen i dette studie blev omtalt i indledningen kapitel 1. Formålet er i korthed at sammenligne genvinding af plast med affaldsforbrænding og belyse hvilke betingelser, der skal være opfyldt, for at genvinding er miljø- og ressourcemæssigt favorabelt. Der vil blive fokuseret på transportemballage og plastflasker/-dunke.

Baggrunden for denne interesse for plastgenvinding er, at Danmark via EU-regler har forpligtet sig til at sikre materialegenvinding af minimum 15 % af alle plastemballager, men det kan forventes at der vil blive stillet krav om større genvinding i fremtiden.

3.3 Afgrænsning

Afgrænsningen omfatter (ISO, 1999) (Wenzel et.al., 1996):

- Definition af studiets emne, herunder
 - dets funktion
 - eventuelt referenceprodukt
 - dets funktionelle enhed
- Systemafgrænsning, herunder
 - studiets omfang
 - forenklinger og udeladelser
 - tidsmæssig og geografisk afgrænsning
 - systemudvidelser og allokering
- Beskrivelse af datagrundlaget, herunder
 - medtagne datakategorier
 - benyttede energiantagelser
- Krav til datakvalitet og kvalitetssikring

3.3.1 Studiets emne og referenceprodukt

Emnet for dette studie er plastemballage inden for:

- transportemballage
- plastflasker og -dunke fra husholdning og erhverv

Emnets grundlæggende funktion er altså at emballere et andet produkt i en periode, for derefter at blive kasseret med mulighed for genvinding, affaldsforbrænding eller deponi. Egentlig genbrugsemballage, f.eks. transportkasser og returflasker, er ikke omfattet af studiet, så længe de er i genbrug, men kan evt. være det, når de kasseres.

I kapitel 2 blev ud fra en vurdering af tilgængelighed og mængder udpeget følgende fokusområder:

1. Relevant transportemballage, LD-PE og HD-PE
2. Måske relevant husholdningsemballage. Potentialerne er her PP og HD-PE

I udtrykket "måske relevant" ligger, at potentialet er til stede, men at der kan forventes problemer med genvindingen grundet tilbageværende rester (fødevarer, kosmetik etc.) i den tomme emballage. Årsagen til at relevant husholdningsemballage ikke er medregnet er, at mængdepotentialet ved nærmere vurdering er fundet mindre interessant, eller at der i forvejen er etableret genvinding, som tilfældet er for kasserede PET returflasker.

De eksakte scenarier for disse fokusområder vil blive defineret i kapitel 5 og 6. Det vil være sådan, at genvindingsprocessen grundlæggende set er ens for scenarierne, men scenarierne vil afvige med hensyn til indsamling, krav til renseprocesser og afsætning.

Referenceproduktet vil i alle tilfælde være genvinding med nærfremtidig (dvs. nuværende og planlagt) indsamling. Dette vil blive sammenlignet med affaldsforbrænding og andre indsamlingssystemer. Det antages for referenceproduktet, at det primære plastgranulat er fremstillet i Centraleuropa, men produktion af plastemballage og dennes bortskaffelse/genvinding finder sted i Danmark. Dette er udtryk for en forenkling, se afsnit 3.3.4.

3.3.2 Den funktionelle enhed

Den funktionelle enhed er den enhed, miljøvurderingen beregnes ud fra. En livscyklusvurdering skal altid beregnes i forhold til en fastlagt mængde, og det kan f.eks. være ”kg plastemballage” eller ”al indsamlet plastemballage i Danmark per år”.

Ved valg af den funktionelle enhed er det vigtigt at definere den i overensstemmelse med *formålet* for undersøgelsen. Endvidere skal den funktionelle enhed vælges med udgangspunkt i den *funktion*, systemet har, og der skal tages hensyn til, om systemet har samspil med andre funktioner. I så fald skal der tages hensyn til disse andre funktioner. I dette studie håndteres dette ved systemudvidelse, se afsnit 3.3.6.

Dette projekt har to overordnede formål:

- At sammenligne genvinding med affaldsforbrænding
- At belyse hvilke betingelser der skal være opfyldt, for at genvinding er miljømæssigt favorabelt, f.eks. øget/forbedret indsamling, rengøring af plastaffald, undgåelse af særlige produkter.

Ved sammenligning mellem forskellige systemer er det vigtigt, at systemerne har samme *funktion* – dvs. produkter med samme funktion og i samme mængde. Dette kan opfyldes ved hensigtsmæssig gruppering af de emballagetyper, som ønskes vurderet, f.eks. transportemballagefolier med nogenlunde samme brugsforhold eller husholdningsemballage af ensartet materiale/type anvendt til samme produktkategori (fødevarer, kosmetik etc.).

Når der tages hensyn til disse forhold er det i dette studie fundet mest hensigtsmæssigt at beregne resultaterne per kg emballagemateriale. Dvs. den funktionelle enhed er generelt:

”1 kg emballagemateriale af materiale X til emballering af produktkategori Y ved indsamlingseffektivitet Z”

Fordelen ved denne funktionelle enhed er, at den er enkel at arbejde med og forstå, og det vil ligeledes være muligt at sammenligne resultaterne med andre emballagematerialer, f.eks. glas, som benyttes til samme funktion. Den funktionelle enhed vil blive nærmere specificeret for hvert scenarie i kapitel 5 og 6 ved definering af parametrene X, Y og Z.

Den anvendte funktionelle enhed kan have begrænsninger i situationer, hvor f.eks. et system vil medføre en ændring i emballageforbruget i Danmark i forhold til et andet system. I så fald kan det være nødvendigt at tage udgangspunkt i *alle* de pågældende indsamlings- og genbrugssystemer i Danmark.

3.3.3 Studiets omfang

Plastemballagers livscyklus starter med udvinding af råstofferne råolie og naturgas. Af råstofferne får man raffinaderiprodukter i form af f.eks. metan, ethen, propen, buten og benzen. Fra disse og evt. andre råvarer fremstilles de forskellige plasttyper i form af granulat på værker i f.eks. Europa. Plast fremstillet på denne måde ud fra jordens ressourcer kaldes under et for ”*primær plast*”.

Af plastgranulatet fremstilles emballage på fabrikker f.eks. i Danmark. Denne produktion er dog ikke medregnet, da den er ens for de sammenlignede systemer og således ikke har indflydelse på sammenligningen. Efter brug i Danmark kan plastemballagen blive bortskaffet som husholdnings- eller industriaffald via affaldsforbrænding, eller den kan blive indsamlet med henblik på genvinding.

Indsamling af plastemballage med henblik på genvinding sker på følgende måder:

- Kommunale indsamlinger, henteordninger (husstandsindsamlinger, indsamling fra erhverv)
- Kommunale indsamlinger, bringeordninger (”affaldsøer”, genbrugsstationer mv.)
- Kommunale anvisningsordninger
- Detailhandelen (forbrugeren returnerer tom emballage til forretningen, hvor varen er købt).

De kommunale ordninger kan bestå af:

- Husstandsindsamling, hvor plastaffald afhentes hos forbrugeren. Dette kan ske ved, at forbrugeren stiller brugt plastemballage til afhentning på bestemte tidspunkter eller løbende fylder det i en særskilt beholder, der tømmes periodisk i lighed med almindelig dagrenovation.
- Sække, containere eller kuber placeret forskellige steder i kommunen (affaldsøer). Forbrugeren bringer brugt plastemballage til affaldsøerne.
- Genbrugsstationer. Forbrugeren bringer brugt plastemballage til de kommunale genbrugsstationer. Genbrugsstationer tager som regel også mod affald i mindre mængder fra handel/service og industri. Enkelte genbrugsstationer er forbeholdt affald fra erhverv.
- Henvisning til private firmaer, som forestår en del af indsamlingen. I nogle tilfælde henvises til f.eks. genbrugsstationerne. Private firmaer vil ofte forestå indsamling af større mængder plastaffald fra handel og industri. Det vil ligeledes ofte være private firmaer, som afhenter og videreformidler den af kommunen indsamlede plast.

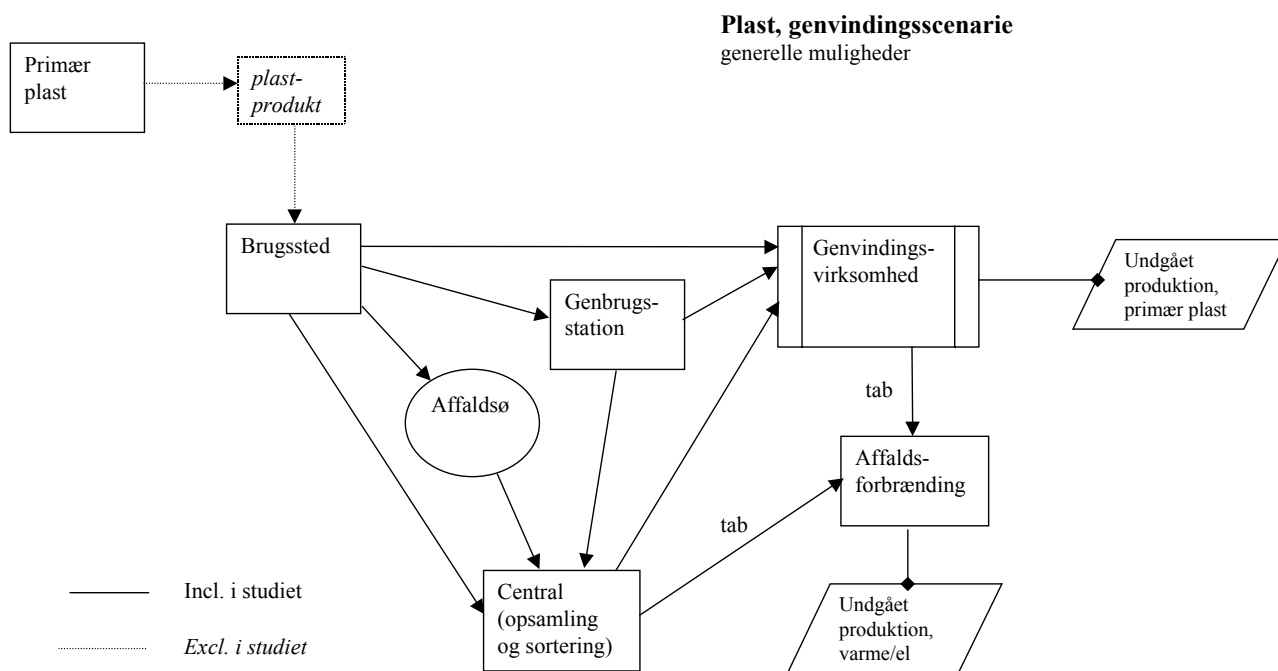
For nogle fraktioner, f.eks. husholdningsemballage, kan der være krav om, at emballage er rengjort ved aflevering, og denne rengøring skal naturligvis medregnes. Den indsamlede plastemballage sorteres på genbrugsstationerne eller på de private organisationer og sendes videre til genvinding.

Noget af den plast som indsamles, især på genbrugsstationer, ender alligevel med at blive forbrændt i tilfælde af dårlig kvalitet (f.eks. for dårlig sortering eller for mange urenheder) eller på grund af manglende afsætningsmuligheder (Jacobsen og Hansen, 1999).

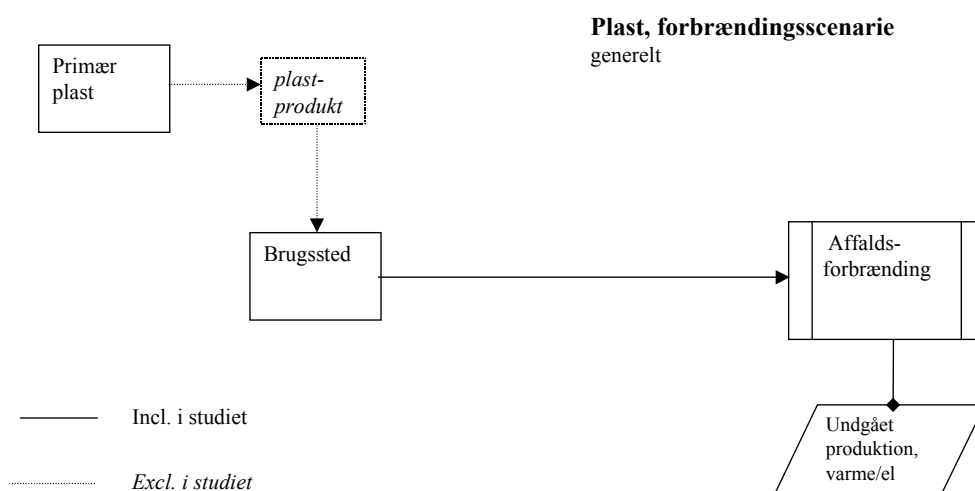
Transport indgår mellem de forskellige led i den skitserede kæde af plastfremstilling og genvinding. Som nævnt i afsnit 3.3.1 dækker referenceproduktet for hvert af fokusområderne fremstilling af primær plast i EU og emballagefremstilling og affaldsbehandling i Danmark og deraf følgende transportafstande.

Fra genvindingsprocessen vil der være et lille tab af plast, som ikke kan genvindes. Denne mængde vil typisk blive forbrændt. Der vil også være en ikke brændbar affaldsfraktion fra rensning af det indkomne plastaffald, som typisk vil blive deponeret. Det kan f.eks. være slam og urenheder. Med anvendelse af livscyklusbetragtninger, skal det oprindelige plastprodukt, der er årsag til genvindingsprocessen, ”betale” for de miljømæssige effekter, der måtte være forbundet med at oparbejde materialet. Principperne for at gøre dette er beskrevet i afsnit 3.3.6. Da scenarierne i dette studie betragtes under et, og ikke specifikt for primær plast eller genanvendt plast, er dette dog mindre relevant.

De grundlæggende scenarier for genvinding og affaldsforbrænding er vist i Figur 1 og Figur 2. Generelle data for transportafstande er beskrevet i afsnit 4.2.2., og de specifikke scenarier for de studerede systemer er beskrevet i kapitel 5 og 6.



Figur 1 Genvindings scenarie, plastemballage generelt



Figur 2 Affaldsforbrændings scenarie, plastemballage generelt

De skitserede processer i Figur 1 og Figur 2, dvs. fremstilling af primær plast samt indsamling og genvinding af den brugte plast kræver energi. Energifremstilling og dermed afbrænding af fossile brændsler bidrager i høj grad til miljøeffekter og ressourceforbrug og er derfor inkluderet for hver af processerne.

Rensning af spildevand og evt. røggasrensning er inkluderet som en del af systemet, da det er de emissioner, der ender i naturen, der er interessante. Det betyder, at emissioner til luft skal måles efter røggasrensning, og at udledninger til vand skal måles eller beregnes efter spildevandsrensning. Endvidere betyder det, at energiforbrug til og affald fra rensningsprocesserne skal inkluderes.

3.3.4 Forenklinger og udeladelser

Dette studie er udført ud fra et princip om ”absolut LCA”, dvs. livscyklusvurderingen inkluderer i princippet alle faser og processer. Dog er studiet indskrænket til emballagematerialerne og ikke produktion af emballagerne.

En anden mulighed ved sammenligning af systemer med fælles træk er at udelade det, der er fælles for systemerne, og således kun sammenligne de processer, der udgør forskellen. Denne mulighed er fornuftig, hvis man vil studere konsekvenserne af ændringer af et system, således at det kun er ”de berørte processer”, der miljøvurderes. I nærværende projekt er det imidlertid et ønske, at de beregnede systemer kan anvendes mere generelt som ”enhedsprocesser”, og derfor må systemerne miljøvurderes i deres helhed. I konkrete tilfælde kan der dog være anvendt vurdering af de berørte processer alene, f.eks. ved vurdering af, om en mulig ændring er miljømæssig fornuftig eller ej. Det kan være øget indsamlings, som medfører øget transport.

Livscyklusvurderingerne af systemerne er udført som screeninger (se afsnit 3.1), og det betyder, at der er foretaget nogle systemmæssige forenklinger og udeladelser af processer, som vurderes at være acceptable for nøjagtigheden af det samlede resultat. Følgende forenklinger og udeladelser er foretaget:

- Det produkt, der er i emballagen, er ikke med i undersøgelsen, da forbruget af dette produkt ikke påvirkes af scenariet for emballagebortskaffelse. Produktet bør dog indtages ved sammenligning af forskellige emballagealternativer, da de kan have forskellig emballerings- og transporteffektivitet.
- Såkaldt ”capital goods”, dvs. fremstilling og bortskaffelse af bygninger, maskiner, lastbiler, indsamlingsbeholdere etc. er udeladt af studiet. Principielt skal alt materiel, der anvendes i plastemballagesystemet, være inkluderet, men det udelades almindeligvis ud fra erfaring for, at det i reglen har ringe betydning i forhold til de produkter, der produceres af systemerne.
- Fremstilling af kemikalier, som kun benyttes i små mængder, er udeladt.
- Sekundær emballage, dvs. transportemballage (paller, folie) til emballering af de vurderede plastemballager, er udeladt i det omfang, mængden er ubetydelig i forhold til emnet for vurderingen.
- Drift af genbrugsstationer, affaldsøer o.lign. vedrørende plastindsamlings (dvs. energiforbrug etc.) er ikke medregnet, da et overslag viser, at betydningen er negligibel. Transport i forbindelse med indsamlingen regnes ikke til driften.
- Transport af personale til og fra arbejde er ikke medtaget. Dette medtages normalt ikke i studier som disse, da det er en samfundsmæssig problemstilling.

3.3.5 Tidsmæssig og geografisk afgrænsning

Dette projekt skal afspejle konsekvenserne af, at Danmark opfylder nuværende krav om materiale-genvinding af minimum 15 % af alle plastemballager. Projektet skal desuden afspejle forventelige kommende krav til øget genvinding, der f.eks. kan tænkes inden for de næste 5 år (2000 - 2005). Dette vil antageligt føre til fremtidige ændringer af især valg og udbredelse af indsamlingssystemer (Ottosen & Tønning, 2000), og det er intentionen, at data skal være repræsentative for det eksisterende teknologiniveau de kommende 5 år fra 2000-2005.

Data er indsamlet fra eksisterende, anvendt teknologi. Det er vurderet, at disse data med rimelighed er repræsentative for de næste 5 års teknologiniveau. Vedrørende data for stedspecifik elproduktion (se afsnit 3.4.2) må disse forventes at gå mod nedbringelse af SO₂ og NO_x emission samt større anvendelse af vedvarende energi. Effekten heraf vil blive diskuteret under fortolkningen i kapitel 7.

Som nævnt antages det, at det primære plastgranulat er fremstillet i Centraleuropa, men bortskaffelse/genvinding finder sted i Danmark. Det har derfor været intentionen at indsamle data, der er repræsentative for europæisk produktion af primær plast, samt for de danske forhold, der bliver berørt. Da der ikke er taget hensyn til import/eksport, hverken af emballerede varer eller plastaffald, vil en del plastaffald blive recirkuleret udenfor Danmark. Som udgangspunkt antages det, at det teknologiske stade er nogenlunde det samme i Danmark som i andre vestlige lande, således at den resultatmæssige usikkerhed på førstnævnte antagelse nok er lille. Særlige forhold kan dog gælde for plastaffald, der eksempelvis bortskaffes i Fjernøsten, og dette vil blive taget op i et særskilt scenarie i kapitel 5.

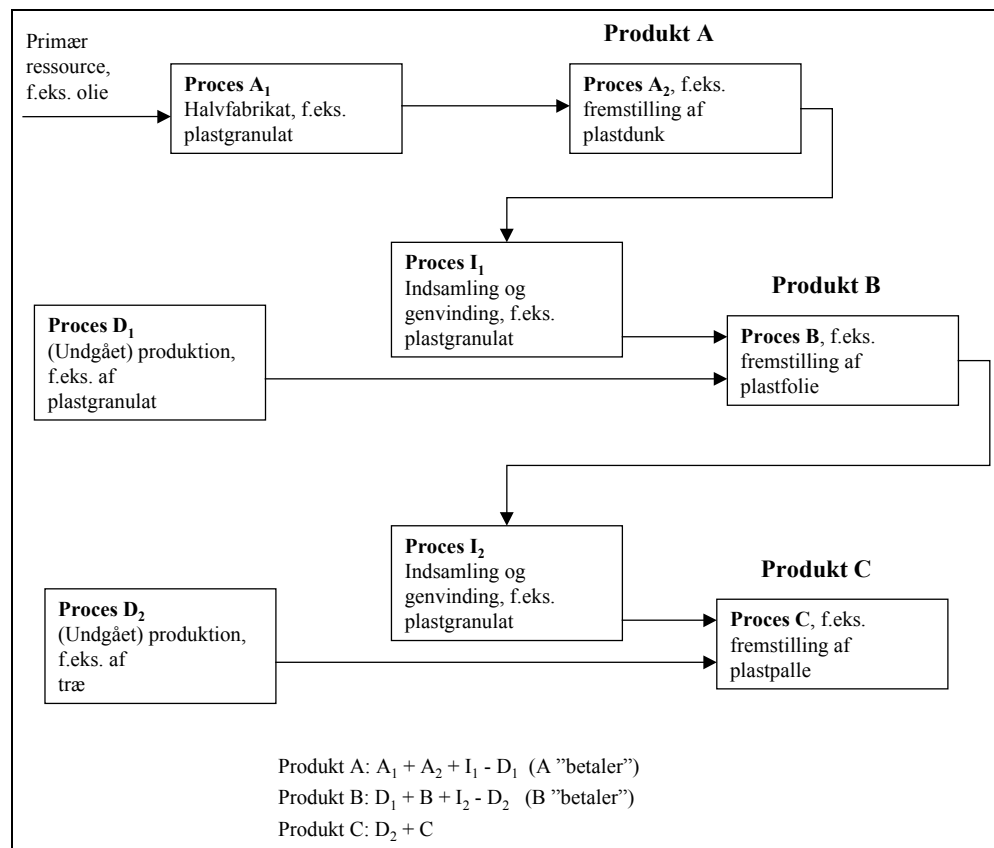
3.3.6 LCA systemudvidelse, allokering og lødighedstab

I dette projekt er der så vidt muligt anvendt systemudvidelse, som i dag er almindeligt accepteret indenfor LCA, og anbefalet i ISO 14000 (ISO, 1998). Miljøstyrelsen har et projekt i gang for videreudvikling af UMIP metoden, og i dette projekt indgår også systemudvidelse (Weidema, 1999) (Weidema, 2000).

Ved samtidig produktion af elektricitet og varme, f.eks. fra kraftværker og affaldsforbrændingsanlæg, er fordelingen af miljøbelastningen mellem el og varmeproduktion ikke beregnet ved systemudvidelse, men er fordelt efter følgende allokeringsprincipper: For kraftværker og kraftvarmeværker er elektricitet regnet som det determinerende produkt, og der er allokeret efter exergi, dvs. energikvalitet af el og varme. For affaldsforbrænding er varmen regnet som det determinerende produkt, og der er allokeret efter energiindhold. For kraftvarme kan det diskuteres, hvad der er det determinerende produkt.

Den gennemsnitlige mængde varme og el produceret fra affaldsforbrænding i Danmark er håndteret ved systemudvidelse, idet det antages at fortrænge varme og el fra danske kraftvarmeværker som gennemsnit. Varmen kan også tænkes at fortrænge olie og naturgas fra fyring, og betydningen af valg af fortrængningsscenario er belyst under fortolkningen, kapitel 7.

Systemudvidelsen omhandler det primære produkt, indsamlingsleddet, genvindingsleddet og fortrængte produkter (eks. primært produkt ved genvinding eller varme ved forbrænding). En konsekvens af systemudvidelsen er, at tab i form af mængde eller materialekvalitet (lødighedstab) afstedkommer efterspørgsel af primært materiale. En anden konsekvens er, at det aktuelle produktsystem (f.eks. primær produktet) "har ansvaret" for genskabelsen af råvaren i sin oprindelige form, dvs. at forurening hos oparbejderer tilskrives det primære produkt og ikke oparbejderer. Til gengæld får primærproduktet en godskrivning for den mængde og kvalitet, der genvindes. Det genvundne produkt håndteres efter samme princip. Dette er illustreret i Figur 3, som også viser regnereglerne.



Figur 3 Principskitse for systemudvidelse. Produkt A er det primære produkt. Produkt B og C er genvundne produkter.

3.3.6.1 Lødighedstab

I UMIP metoden opereres der med begrebet *lødighedstab*, som kan opfattes som et kvalitetstab af materiale, der er en følge af brug, indsamling og genvinding af materialet. I UMIP metoden er lødighedstab benyttet som nøgle for allokering. Det er i reglen muligt at kompensere for lødighedstabet ved f.eks. raffinering eller brug af en ekstra mængde af det genvundne materiale i produktet. I begge tilfælde er slutresultatet et materialetab, og lødighedstab kan derfor beregnes som en systemudvidelse.

Et større eller mindre lødighedstab forventes især at optræde for materialer, som ikke er baseret på grundstoffer, således som metallerne er det. Dvs. at lødighedstab kan forventes at optræde for materialer som plast, papir/pap og glas.

Metaller kan man langt hen ad vejen raffinere, således at man kommer frem til en kvalitetsklassificeret materialestANDARD. Omkostningen herved er, at materialetabet stiger jo kraftigere en raffinering, der er tale om. I det omfang metaller ved nuværende behandlingsmetode genvindes irreversibelt til en lav kvalitetsstandard, som der på lang sigt ikke er marked for, kan man tale om et lødighedstab. Kendte nøgleproblemer her er opkoncentrering af jern i aluminium og kobber eller tin i stål.

Det er vanskeligt at udtale sig om, hvor stort et lødighedstab man på længere sigt kan regne med, da erfaringerne på området er begrænsede. Man har erfaring for, at genanvendte bølgepapkasser skal have en 10-15 % tungere kvalitet end bølgepapkasser i primær bølgepap for at have samme styrke, hvilket kan tages som et udtryk for lødighedstab. For plast er en systematisk, men begrænset kortlægning beskrevet i (Mølgaard, 1995).

Mølgaard viser, at en vanskelighed består i at beskrive, hvilken kvalitet man vil måle på, idet forskellige kvaliteter ved plast påvirkes forskelligt. Man kan f.eks. opleve, at flydespændingen falder, mens brudspændingen stiger, men med et samtidigt fald i brudforlængelsen. Flyderaten (MFR, Melt Flow Rate) kan stige, som et tegn på at molekylekæderne er blevet kortere.

Mølgaard viser også, at det måske ikke så meget er selve omsmeltningen, der er problemet, som den historie plasten har haft. Gentagne omsmeltninger af plast umiddelbart efter hinanden påvirker således kun plastegenskaberne meget lidt, mens ældning eller forurening af plast som følge af brug kan medføre ringere egenskaber af omsmeltet plast i forhold til primært. Forurening kan være olie, fedt, lak eller lim, som vanskeligt lader sig vaske af, eller det kan være fremmede plasttyper, som ikke bliver sorteret fra.

Mølgaard har arbejdet med såkaldte "compatibilizers", som er stoffer, der skal muliggøre genvinding af blandede plastfraktioner uden eller med begrænset kvalitetstab. Arbejdet har været udført for ABS/PP mix, hvor konklusionen er, at genvinding af dette mix medfører væsentligt forringede egenskaber i forhold til de rene fraktioner, uanset om der bruges compatibilizers eller ej, men at compatibilizers kan føre til et bedre resultat i forhold til slet ikke at bruge dem.

PP/PE mix må ligeledes forventes at medføre forringede egenskaber i forhold til de rene fraktioner, men nok i mindre grad end for ABS/PP, da PP og PE er nærmere beslægtede. Der er kendte anvendelser af PP/PE mix, så som kabelbakker og -rør, men hvis der på sigt ikke er marked for gentagen recirkulering af disse produkter, vil der blive tale om et lødighedstab.

I dette projekt er det valgt at arbejde med et *lødighedstab på 10 %*. Dette er et forholdsvist forsigtigt bud, som ikke "straffer" genvindingen urimeligt hårdt, og som antages at kunne realiseres, også på lang sigt, i et system som sikrer god sortering af forskellige plasttyper, og hvor plast, som under brug kan være ældet eller forurennet i problematisk grad, udsorteres til f.eks. forbrænding.

3.4 Dataindsamling

Data indsamles fra forskellige kilder og regnes sammen i den såkaldte *opgørelse*. De indsamlede data vedrører ofte en virksomheds eller en proces's direkte forbrug af f.eks.

elektricitet, brændsler, materialer og hjælpestoffer. Dette kaldes også input fra teknosfæren. Disse forbrug stammer i sig selv fra processer og så fremdeles. Sammenregningen af alle involverede processer fra de første, som vedrører ressourceudvinding, til de sidste, som vedrører rens- og deponiprocesser, resulterer i opgørelsen. I opgørelsen figurerer derfor kun input og output, eller under ét kaldet *udvekslinger*, med naturen.

3.4.1 Datakilder og medtagne datakategorier

Dette afsnit beskriver de generelle datakilder og medtagne datakategorier i dette studie. Beskrivelserne af de specifikke processer og data findes i kapitel 4, 5 og 6. Kapitel 4 indeholder således en oversigt over de processer, der indgår i studiet.

I dette studie er benyttet data for de materialer, energiprocesser, emissioner, affaldstyper, etc. som findes i Miljøstyrelsens UMIP PC-værktøj (Miljøstyrelsen, 1999b). Derudover er der benyttet opdaterede data tilgængelige på IPU for visse materialer og energiscenarier, og der er indsamlet nye data for plastgenvinding.

For hver proces er der indsamlet data om:

- Forbrug af materialer (råvarer, hjælpematerialer, emballager etc.)
- Forbrug af energi (el, varme, naturgas, olie, benzin, diesel etc.)
- Emissioner til luft
- Emissioner til vand
- Produceret affald (spild, kasserede produkter, affald til genvinding andre steder mv.)

De administrations- og personalerelaterede aktiviteter, også kaldet "overhead", dvs. belysning, rumopvarmning, varmt vand og toilet, komfortventilation etc., er inkluderet i det omfang, det har været muligt at skaffe data. Det har ikke altid været muligt ud fra data at afgøre, om dette overhead er med eller ej, men det bør i princippet medtages.

Alle tilgængelige oplysninger er blevet indsamlet, og der er ikke på forhånd udeladt data. Det er dog ikke alle indsamlede data, som UMIP-metoden og det tilhørende LCV-værktøj kan håndtere med hensyn til miljøeffektberegning. Dette gælder især toksicitetsberegninger, se afsnit 3.5.3.

3.4.2 Energiantagelser

Under dataindsamlingen er der indsamlet data om den energi, der anvendes i produktionen, såkaldt *direkte energi*, som f.eks. måles som "kilowatt-timer elektricitet", "kubikmeter naturgas eller liter olie til fyring", "liter diesel til transport" eller "kubikmeter varmt vand til fjernvarme". Dette omregnes til *primær energi*, dvs. den energimængde som er indeholdt i de udvundne energiressourcer. Fremstilling af energi er i sig selv energikrævende og medfører et energitab. Der er tab i alle fremstillingstrinnene, f.eks. er der typisk et tab på omkring 50-70% af energien ved fremstilling af elektricitet. Den energi, der skal udvindes fra jordens ressourcer, er derfor væsentligt større end den energi, forbrugeren i sidste ende kan udnytte. De primære energiressourcer (kul, olie, naturgas), der skal udvindes, kan opgives i MJ eller i de mængder (kg, tons), der er taget op af jorden.

Ved omregning mellem energi og mængde (kg, m³) er følgende faktorer benyttet (lave brændværdier):

Råolie:	42,5 MJ/kg
Naturgas:	48,5 MJ/kg
Naturgas:	39,0 MJ/m ³
Dieselolie:	42,7 MJ/kg
Fuelolie:	41 MJ/kg
Stenkul, rå:	18,0 MJ/kg
Stenkul, ressource:	29,3 MJ/kg
Stenkul, dansk import:	26,2 MJ/kg

Disse brændværdier benyttes, hvis der ikke foreligger specifikke oplysninger eller ved omregning af energiindhold til ressourcemængde. Hvis der foreligger specifikke brændværdier i en konkret reference, er referencens brændværdier benyttet.

Med hensyn til elektricitetsscenerier kan disse vælges ud fra to grundprincipper:

1. Stedspecifikt gennemsnitsscenerie
2. Marginalt (eller mest følsom leverandør) scenarie

Stedspecifikke gennemsnitsscenerier er mest almindeligt benyttet. Man vælger f.eks. dansk elproduktion for Danmark og EU elproduktion for EU. Fordelene ved dette scenarie er, at data er rimeligt let tilgængelige, og at scenariet er let at vælge i forhold til et land eller en region. Ulemperne er, at data som følge af langsommeligheden ved statistiske opgørelser altid er et par år gamle eller mere, samt at elproduktionen hænger sammen i netværk med varierende import/eksport fra år til år, således at det lokale scenarie kan være vanskeligt at definere, og der kan opstå diskussioner om, hvorvidt "ren" elektricitet kan/bør anvendes til andre formål. Det mest ekstreme eksempel på en sådan diskussion er den om rimeligheden af at benytte vandkraftbaseret el i Norge, da vandkraft er en begrænset ressource, således at merproduktion i Norge kan udløse import af dansk produceret el fra kulkraftværker. I så fald bliver kulkraft rent faktisk den marginale (eller mest følsomme) leverandør i Norge!

Den marginale leverandør er den leverandør, som i sidste ende påvirkes som følge af ændring af et forbrug eller anden ændring i et LCA system. Påvirkningen kan eventuelt gå gennem mange led; men medfører det slutresultat, at den marginale leverandør må mindske eller øge sin produktion. Man kan derfor sige, at denne leverandør er den mest følsomme for ændringen i LCA systemet.

Marginale elscenerier er ikke så almindeligt benyttede. Man vælger f.eks. naturgas elproduktion for Danmark og kulkraft for EU, hvis man antager, at det er mest sandsynligt, at udbygningen over en lang tidshorizont sker ved disse kilder. Dette at tidshorizonten er lang er essentielt for marginal elproduktion. Fordelene ved marginale elscenerier er, modsat de stedspecifikke scenarier, at de ikke er følsomme overfor elproduktionens sammenhæng i netværk med deraf følgende diskussioner, samt at det er muligt at beregne data, som er gyldige ind i en vis fremtid. Ulemperne er, ligeledes i modsætning til de stedspecifikke scenarier, at det kan være vanskeligt og usikkert at vælge den (én eller flere) mest sandsynlige marginal, dvs. følsomme leverandør, samt at data skal beregnes ud fra teknologiske trends. Teorien for marginal elproduktion er uddybet i (Weidema et. al., 1998)

I dette studie regnes med stedspecifik gennemsnits elproduktion; men der er benyttet marginal elproduktion som følsomhedsvurdering i situationer, hvor valg af elscenerie anses for kritisk, se afsnit 7.1.1.

Ved affaldsforbrænding antages produceret 80 % varme og 20 % elektricitet. Disses fortrængninger af anden el. og varme er beskrevet i afsnit 3.3.6.

3.5 Miljøvurdering

Forbruget af materialer og de forskellige emissioner fra produktion og genvinding af plast såvel fra al anden menneskelig aktivitet er ikke umiddelbart sammenlignelige. Enkelte af emissionerne kan være interessante hver for sig f.eks. i relation til politiske målsætninger (jf. f.eks. de politiske diskussioner om muligheden for at leve op til de nationale og internationale CO₂ målsætninger), men som regel er man interesseret i en sammenlignende vurdering af miljøeffekterne. Dette afsnit forklarer miljøeffekterne, og hvordan de vurderes. Vurdering af ressourceforbruget vil ligeledes blive forklaret.

3.5.1 Miljøeffekter

Emissioner resulterer i en række mere eller mindre alvorlige miljøeffekter. Man kan skelne mellem de potentielle eller første ordens effekter, og afledte effekter eller skadevirkninger. En potentiel effekt er f.eks. en (mulig) giftvirkning, og skadevirkninger er, at mennesker

bliver syge og eventuelt dør. Med hensyn til potentielle miljøeffekter kan disse beskrives ved et ret lille antal:

- Drivhuseffekt
Drivhuseffekten skyldes, at forskellige gasser i atmosfæren "holder på varmen". Den mest kendte drivhusgas er kuldioxid (CO₂), som udledes ved vores brug af olie, kul og naturgas. Methan fra landbrug og HFC gasser fra køleskabe er andre og kraftigt virkende drivhusgasser. En stor del af drivhusgasserne, f.eks. vanddamp, er naturlige, men det menneskeskabte "ekstrabidrag" kan måske medføre alvorlige ændringer i det globale klima.
- Stratosfærisk ozonnedbrydning
Er nedbrydning af stratosfærens indhold af ozon, som beskytter livet på jorden mod skadelig ultraviolet stråling fra solen. Stratosfærisk ozonnedbrydning skyldes især CFC gasser (freon), som bl.a. er benyttet i renseprocesser, spraydåser, køleskabe og airconditionanlæg. CFC gasser er nu stort set forbudt, men der findes meget CFC i gamle produkter.
- Fotokemisk ozondannelse
Skyldes en reaktion mellem VOC og NO_x som danner ozon (O₃) i atmosfærens jordnære lag. Stigende indhold af ozon i den luft, vi indånder, er en følge af brug af opløsningsmidler og udledning af uforbrændte brændstoffer fra biler og kraftværker. Ozon forårsager gener og sygdomme i luftveje hos mennesker og forvolder også skader på skov og landbrug.
- Forsuring
Udslip af gasser fra afbrænding af kul og olie i fyr, elektricitetsværker og biler kan medføre dannelse af syrer, som falder ned med regnen og forsure f.eks. skove og søer. Svovldioxid (SO₂) er kendt af de fleste, men også NO_x og ammoniak (NH₃) bidrager til forsuring.
- Næringssaltbelastning
Udledning af kvælstof fra landbrug, fyring, kraftværker og biler samt udledning af fosfor fra renseanlæg og landbrug medfører overgødskning af vandløb, søer, indre farvande og af næringsfattige områder som klit og højmose. Det giver søer og indre farvande plager i form af iltsvind og fiskedød og landområder, der springer i skov. Fra landbruget er det især gødningsstofferne ammoniak (NH₃) og nitrophoska, som bidrager til næringssaltbelastning, og fra biler og kraftværker er det især NO_x.
- Økotoxicitet og toksicitet for mennesker i miljøet
Er spredning fra utallige menneskeskabte aktiviteter af miljøfremmede stoffer med giftvirkninger på mennesker og økosystemer. Det medfører bl.a. øget hyppighed af allergi, forskellige kræftformer og reproduktionskader hos mennesker og dyr. De kendte emissioner af VOC, partikler og tungmetaller er toksiske. I sidste halvdel af det tyvende århundrede er der yderligere sket en eksplosiv vækst i antallet af kemiske stoffer, som er almindelige i anvendelse. Nye miljøfremmede kemikalier indgår i mange produktionsprocesser. Når kemikalier fremstilles kunstigt, kan de have uventede og ofte uforudsigelige effekter på natur og mennesker.
- Affald
Produktion af affald skaber ophobning og beslaglæggelse af områder i lang tid fremover til forskellige deponier med følgevirkninger i form af grundvandsforurening og metan. Affaldsforbrænding og anden affaldshåndtering skaber problemer med giftige røggasser og store mængder restprodukter som flyveaske og slagge samt slam fra rensning, altså mere affald.

Foruden disse effekter afledt af emissioner findes der andre miljøpåvirkninger så som støj, ressourceforbrug, arealødelæggelse, påvirkning af dyreliv m.fl.. De fleste af disse vurderes normalt ikke i LCA, men ressourceforbruget gør:

- Ressourceforbrug

Vi skal anvende vores ressourcegrundlag, så de nødvendige ressourcer også vil være tilgængelige for vores efterkommere. Det gælder ikke mindst de ressourcer, som ikke fornyes, dvs. kul, olie og metaller, men også de fornyelige biologiske ressourcer skal bruges på en måde, så der ikke sker overforbrug.

3.5.2 Miljøvurderingsmetoden ifølge UMIP

For at kunne sammenligne og vurdere materialeforbruget eller miljøeffekterne fra emissionerne må de bringes på sammenlignelig form.

Dette sker i miljøvurderingen efter UMIP-metoden i tre trin:

1. Datakarakterisering, dvs. beregning af de samlede bidrag til miljøeffekterne eller til ressourceforbruget.
2. Normalisering. Det beregnes, hvor store ressourceforbrugene og bidragene til miljøeffekterne er i forhold til de totale bidrag fra samfundet.
3. Vægtning. Det beregnes, hvilke ressourceforbrug og miljøeffekter, der er de væsentligste.

3.5.2.1 Datakarakterisering

I datakarakteriseringen beregnes de samlede bidrag til miljøeffekterne, kaldet "miljøeffekt-potentialer" i (Wenzel et al., 1996), ved at beregne, hvor meget hver emission bidrager til miljøeffekterne i forhold til en referenceemission og efterfølgende lægge bidragene sammen. For drivhuseffekten er referenceemissionen kuldioxid (CO_2); men metan (CH_4) bidrager 25 gange så kraftigt og lattergas (N_2O) 320 gange så kraftigt. Ved at gange metan- og lattergasemissionen med de nævnte faktorer omregnes de til potentielle drivhuseffektbidrag målt i CO_2 -ækvivalenter. Disse oplyses f.eks. i gram (g-ækv.). Tilsvarende bidrager SO_2 , NO_x og NH_3 til forsuring og omregnes til SO_2 ækvivalenter. NO_x , NH_3 og N_2O bidrager til nærings saltbelastning og omregnes til NO_3^- ækvivalenter. NMVOC og i mindre grad CO og CH_4 bidrager til fotokemisk ozondannelse og udtrykkes i C_2H_4 ækvivalenter. Tilsvarende beregninger kan udføres for toksicitet. Miljøeffekten stratosfærisk ozonnedbrydning medtages normalt ikke mere, da ozonnedbrydende stoffer stort set er udfaset.

Materialeforbruget omregnes til ressourceforbrug som en del af dataindsamlingen, kaldet "resultatet af opgørelsen" i (Wenzel et al., 1996), og disse forbrug udgør datakarakteriseringen for ressourcer. Eksempelvis omregnes de direkte forbrug af dieselolie, benzin og fuelolie alle til ressourcen råolie.

3.5.2.2 Normalisering

Normaliseringen består i at sætte de netop omtalte karakteriserede data i forhold til noget, man kan forholde sig til, idet man ikke kan vurdere, om f.eks. "2,3 kg CO_2 -ækvivalenter" er lidt eller meget. Normalisering af miljøeffekter udføres ved, at samfundets samlede bidrag til en potentiel miljøeffekt, f.eks. drivhuseffekt, beregnes per indbygger i referenceåret 1990. Enheden er *Personækvivalent*, *PE*. For globale effekter, så som drivhuseffekten, benyttes hele verdens bidrag til effekten per indbygger i verden. For lokale og regionale effekter, så som forsuring, nærings saltbelastning, fotokemisk ozondannelse og deponeret affald, benyttes bidraget til effekten i Danmark per indbygger i Danmark. For at udtrykke dette sammen med referenceåret 1990 bruger man indices: PE_{wdk90} .

Ressourceforbrugene normaliseres ved at sætte dem i forhold til en verdensborgers gennemsnitlige forbrug af den pågældende ressource. De normaliserede ressourceforbrug udtrykkes dermed også i personækvivalenter. Da ressourceforbruget kan opfattes som en global effekt benytter man enheden: PE_{w90} .

Normaliseringen udtrykker én persons gennemsnitlige bidrag til miljøeffekterne og forbrug af ressourcer per år. På samfundsplan svarer det til den baggrundsbelastning, samfundet hvert år udsætter miljøet for. De anvendte normaliseringsfaktorer er vist i Tabel 4.

De normaliserede miljøeffekter og ressourceforbrug siger intet om, hvor alvorlige disse er i forhold til hinanden. Det er derfor nødvendigt at gennemføre en vægtning.

3.5.2.3 Vægtning

Vægtning af en miljøeffekt illustrerer, hvor alvorlig en miljøeffekt og dens mulige konsekvenser vurderes at være i forhold til andre miljøeffekter.

Inden for livscyklusvurderinger findes der mange metoder til at udføre vægtning på. UMIP metodens vægtning anvender de politiske målsætninger for reduktion af de væsentligste miljøbelastninger, som bidrager til de enkelte miljøeffekter. Reduktionsmålsætningerne beregnes p.t. i forhold til det valgte fælles målsætningsår 2000 og det valgte fælles referenceår 1990. Dette udtrykkes i en *vægtningfaktor*. De politiske målsætninger afspejler til en hvis grad faglige vurderinger, men er naturligvis også påvirket af økonomiske interesser m.v. Fordelen ved at benytte en politisk målsætning er, at det giver et politisk acceptabelt styringsgrundlag. Vægtningen sker ved at gange vægtningsfaktorerne med de respektive normaliserede miljøeffekter. Enheden er personækvivalenter målsat (PEM) med indices W (world), DK (Danmark) og målsætningsårstallet. Enheden for vægtning er derfor $PEM_{WDK2000}$, som udtrykker miljøeffekterne i forhold til den målsatte belastning per person, dvs. ”det miljøpolitisk målsatte råderum”. Dermed udtrykkes de vægtede bidrag til miljøeffekter i ”personækvivalenter i forhold til målene for år 2000”.

En tilsvarende procedure findes for vægtning af ressourceforbrug. Vægtningfaktorerne for ressourcer svarer til 1/forsyningshorisonten målt i år, dvs. man dividerer med ressourcens forsyningshorisont, forstået som det antal år kendte og økonomisk rentable reserver rækker med nuværende forbrug. Dette er ikke det samme som en teoretisk forsyningshorisont, som f.eks. kan basere sig på en målt eller estimeret totalmængde af ressourcer i jordskorpen. Der skelnes i UMIP-metoden ikke mellem fornyelige og ikke-fornyelige ressourcer, og på den måde indgår overforbrug af fornyelige ressourcer i vurderingen. Enheden for vægtede ressourcer er *personreserve*, PR_{W90} , og den udtrykker ”andelen af de kendte reserver af den pågældende ressource, som hver verdensborger råder over”. Selvom enheden minder om enheden for miljøvurderingen, nemlig den målsatte personækvivalent ($PE_{WDK2000}$), er resultatet af miljø- og ressourcevurderingen ikke sammenlignelige, og resultaterne må præsenteres for sig.

Miljøstyrelsen har igangsat en opdatering af normaliserings- og vægtningsfaktorerne mod fremtidige målsætninger, da vi nu er i det hidtil anvendte referenceår 2000. Nærværende projekt har ikke kunnet afvente de nye faktorer, hvorfor de oprindelige er anvendt.

I denne rapport vises resultaterne af vægtningen. De anvendte vægtningsfaktorer er vist i **Tabel 4** (Wenzel et.al., 1996). Forsyningshorisonten for ressourcerne er angivet i parentes efter vægtningsfaktorerne.

Kategori	Normaliseringsreference	Vægtningfaktor
Ressourcer		
Råolie	590 kg per person per år	0,023 (43 år)
Naturgas	310 kg per person per år	0,016 (63 år)
Stenkul	570 kg per person per år	0,0058 (170 år)
Brunkul	250 kg per person per år	0,0026 (390 år)
Miljøeffekter		
Drivhuseffekt	8.700 kg CO ₂ -ækv. per person per år	1,3
Stratosfærisk ozonnedbrydning	0,202 kg CFC-11-ækv. per person per år	23
Fotokemisk ozondannelse	20 kg C ₂ H ₄ -ækv. per person per år	1,2
Forsuring	124 kg SO ₂ -ækv. per person per år	1,3
Nærings saltbelastning	298 kg NO ₃ -ækv. per person per år	1,2
Affald		
Volumenaffald	1.350 kg per person per år	1,1
Farligt affald	20,7 kg per person per år	1,1
Slagge og aske	350 kg per person per år	1,1
Radioaktivt affald	0,035 kg per person per år	1,1

Tabel 4 De anvendte normaliserings- og vægtningsfaktorer

3.5.3 Vurderede miljøeffekter og ressourcer

De væsentligste potentielle miljøeffekter, som alle kan vurderes efter UMIP-metoden, blev forklaret i afsnit 3.5.1. I dette projekt er det valgt at medtage følgende:

- Drivhuseffekten
- Forsuring
- Nærings saltbelastning
- Fotokemisk ozondannelse
- Volumenaffald
- Slagge og aske
- Farligt affald
- Radioaktivt affald

Affald er ikke i sig selv en miljøeffekt men anvendes som indikator for de effekter, affaldsdeponering kan medføre, f.eks. arealødelæggelse og potentiel emission af metan og tungmetaller.

Stratosfærisk ozonnedbrydning er udeladt, da denne effekt normalt ikke længere anses for problematisk i produktsystemer, hvor ozonnedbrydende stoffer er udfaset. Under resultatberegning viste der sig overraskende et væsentligt negativt bidrag for stratosfærisk ozonnedbrydning, især i forbindelse med affaldsforbrænding. Dette tilskrives undgået produktion af dansk el, hvor der i de benyttede data fra (Energi E2, 2001) indgår trichlorethan, som er ozonnedbrydende. Betydningen heraf er diskuteret i kapitel 7.

Toksiske effekter kan være betydende, men beregning af de toksiske effekter er udeladt i dette projekt. Dette skyldes, at datagrundlaget for de toksiske stoffer og kemikalier er mangelfuldt og behæftet med stor usikkerhed. Dette gælder både med hensyn til hvilke stoffer, det er muligt at få oplysninger om for de forskellige produkter eller livscyklusfaser og med hensyn til de stoffer, der er toksicitetsvurderet. Det er derfor ikke i praksis muligt at konkludere, hvorvidt et system er at foretrække frem for et andet. Data om toksiske stoffer har dog været indsamlet under opgørelsen, og er så vidt muligt inddraget kvalitativt i diskussionen. Metoden til håndtering af toksiske effekter i UMIP er under videreudvikling. Herunder vil toksicitet af partikler og VOC blive belyst nærmere. Især partikler, f.eks. fra transport, anses i stigende grad for at være betydende.

De ressourcer, der bruges mest til indsamlings- og genbrugssystemet for plastemballage, er vist i tabel Tabel 5.

Ressource	Hovedanvendelse i dette projekt	Miljøvurderingsfaktor findes i UMIP-metoden
Stenkul	Fremstilling af energi	Ja
Brunkul	Fremstilling af energi	Ja
Naturgas	Fremstilling af energi og plast	Ja
Olie	Fremstilling af energi og plast	Ja

Tabel 5 Ressourcer af betydning for indsamlings- og genbrugssystemet for plastemballage.

Det vurderes, at de øvrige ressourcer, der bruges i systemerne, forekommer i mængder, der er så små, at de ikke har betydning for konklusionerne.

3.5.4 Usikkerhed og følsomhedsvurdering

Der er så vidt muligt indsamlet oplysninger om usikkerheden på data. Usikkerheden er brugt til at foretage et skøn over, hvor de væsentligste usikkerheder ligger. Der er ikke gennemført deciderede statistiske usikkerhedsberegninger, da det ikke har været muligt indenfor projektets rammer.

Der er udført følsomhedsvurdering af de væsentligste forudsætninger og antagelser i dette studie. Betydningen af de væsentligste forudsætninger, antagelser og usikkerheder er beskrevet i kapitel 7, og er inkluderet i diskussionen.

4 Dataindsamling

Til beregning af scenarierne beskrevet i kapitel 5 og 6 er benyttet Miljøstyrelsens program for LCA beregning, UMIP PC-værktøj (Miljøstyrelsen, 1999b). De processer, der benyttes i scenarierne fremgår af Tabel 6. Data for processer indsamlet til nærværende projekt er beskrevet i det følgende. For de eksisterende data i UMIP PC-værktøjet (Miljøstyrelsen, 1999b i kolonnen ”Kilde” i Tabel 6) henvises til procesbeskrivelsen i dette værktøj. Med hensyn til den eksakte datapræsentation henvises i alle tilfælde til databasen for dette projekt. Databasen kan læses fra UMIP PC-værktøjet. Udeladte processer er beskrevet generelt i afsnit 3.3.4. Specifikke udeladelser er oplyst i kapitel 5 og 6.

Proces	Primær reference	Kilde
Udvinning af råvarer til fremstilling af plast (råolie, naturgas)	Boustead et.al., 1999	Dette projekt
Fremstilling af plastgranulat på gennemsnitligt europæisk værk	Boustead et.al., 1999	Dette projekt
Transportarbejde fra forbruger til indsamlingssted		Dette projekt
Indsamling fra husstande (transport)	Miljøstyrelsen	Dette projekt
Indsamling via kommunale ordninger (transport)		Dette projekt
Transportarbejde mellem processerne		Dette projekt
Transportprocesser	IPU og COWI	Miljøstyrelsen, 2000
Rengøring af flasker/dunke i husstande		
Spildevandsrensning fra rengøring af flasker/dunke	IPU	Dette projekt
Genvinding af transportemballage (folie)	Replast	Dette projekt
Genvinding af flasker/dunke	Replast og IPU	Dette projekt
Affaldsforbrænding	IPU	Miljøstyrelsen, 1999b
Brændselsproduktion	Frischknecht, 1996	Miljøstyrelsen, 2000
Energifremstilling, termisk	Frischknecht, 1996	Miljøstyrelsen, 2000
Energifremstilling, varme	Energi E2, 2001	Dette projekt
Energifremstilling, el.	Energi E2, 2001	Dette projekt
Undgået produktion, varme	Energi E2, 2001	Dette projekt
Undgået produktion, primær plast	Boustead et.al., 1999	Dette projekt

Tabel 6 Oversigt over de processer, der er inkluderet i beregningerne.

4.1 Opdateringer af UMIP PC-værktøjet

I forhold til Miljøstyrelsens officielle version af UMIP PC-værktøjet er der foretaget nogle opdateringer:

- kendte fejl i UMIP PC-værktøjets database og faktorer er rettet
- enkelte nye effektfaktorer lagt ind
- et antal primære plastmaterialer opdateret
- nye processer for transport og energi oprettet jfr. Tabel 6, se afsnit 4.3 og 4.7
- et antal case specifikke processer oprettet jfr. Tabel 6, se afsnit 4.2, 4.4 og 4.5

De rettede kendte fejl i UMIP PC vedrører:

Proces eller udveksling	Rettelse
Messing, termineret	Ny beregning, vedrører især primær energi
Affaldsforbrænding PP termineret	Ny beregning. Den tidligere var for PS
CFC-11 og HFC-134a	Faktor for drivhuseffektpotentiale rettet
Monoethanolamin, diethanolglycol, methanol, kviksølv og hydrogencyanid	Faktorer for økotoks rettet
Strontium	Nye økotoks faktorer beregnet. De tidligere var for høje.
HC, NMVOC og VOC (uspecifikke og specifikke)	Manglende faktorer for fotokemisk ozondannelse indtastet

En ny udveksling for VOC fra dieselmotorer er oprettet, og effektfaktorer for toksicitet heraf er beregnet og lagt ind (Miljøstyrelsen, 2000).

Data for plasttyperne PE-LD, PE-HD og PP er opdateret med nyere oplysninger i (Boustead, 1999). De nye data har baggrund i Bousteads oprindelige dataindsamling, som præsenteret i UMIP database (Miljøstyrelsen, 1999b), men fejl i disse data er rettet og nogle er præciseret eller detaljeret ud. Dette gælder ikke mindst hydrocarboner (HC), hvor methan andelen nu er specificeret.

4.2 Indsamlingssystemer

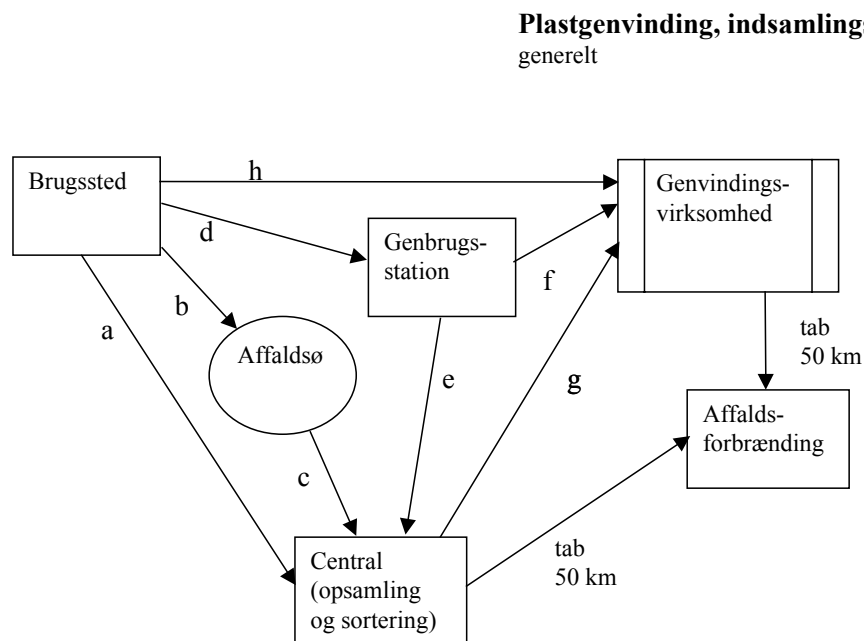
4.2.1 Drift af genbrugspladser

Der har i projektet været søgt at indsamle data for drift af genbrugspladser, men det har ikke været muligt at tilvejebringe repræsentative data, bl.a. fordi plastindsamlingen kun udgør et udsnit af en genbrugsplads, hvorfor der ikke er registreret noget særskilt energiforbrug.

Et overslag viser imidlertid, at energiforbruget til driften er negligeabel. Plast indsamles p.t. i poser eller containere, som ikke har noget energiforbrug. Egentlig energi bruges til oplysning af genbrugspladsen og er kun relevant i vintermånederne. Hvis man f.eks. har 50 W lavenergipærer eller lysstofrør til oplysning af området for plastindsamling og antal åbningstimer i vinterperioden sættes til 800, bliver energiforbruget 40 kWh, som udgør det årlige energiforbrug. Da den årlige omsætning af plastaffald er 15 – 100 tons opgjort for forskellige genbrugsstationer (Ottosen og Tønning, 2000) bliver energiforbruget 0,0004 – 0,0027 kWh per kg plast, hvilket er uden betydning sammenlignet med de øvrige energiforbrug.

4.2.2 Indsamlingsscenarier og transportafstande

For plastgenvinding optræder transport i indsamlingssystemet i hente- eller bringeordninger fra forbruger til affaldsø, genbrugsstation og sorteringscentral eller i nogle tilfælde direkte til genvindingsvirksomhed. Fra genbrugsstation eller sorteringscentral transporteres platen videre til genvindingsvirksomhed. De mulige transportveje er vist i Figur 4 og beskrevet i det følgende.



Figur 4 Mulige transportveje for plast husholdningsaffald og transportemballage til genvinding.

- a) henteordning
Rute for afhentning hos forbrugere: 80 km. Beregnet fra oplysninger i (Miljøstyrelsen 1999c) midlet for enfamiliehuse og landområde. Oplysningen gælder husstandsindsamling, men antages at være repræsentativ for erhverv også.
- b) bringeordning, lokal, bringning
Bringning til affaldsø vil antageligt ikke medføre ekstra transport, da den sker lokalt til fods eller i forbindelse med anden kørsel.
- c) bringeordning, lokal, til sortering
Rute for indsamling af affald bragt til affaldsø: 50 km. Der er benyttet oplysninger i (Miljøstyrelsen 1999c) for etageboliger, da det især er her, man finder disse ordninger. (Sørensen, 2001) oplyser 75 km for Reno-fyn, men deres bringeordning dækker også enfamiliehuse. Er kun relevant for husstandsindsamling.
- d) bringeordning, station, bringning
Bringning fra husholdning til en genbrugsstation sker normalt i forbindelse med anden kørsel i personbil, men der gættes på, at det vil medføre et ekstra kørselsbehov på 5 km (diskuteret med Ottosen og Tønning, 2001, som nævnte 7 km for Århus, der imidlertid er en stor kommune). For let erhverv vil bringningen antageligt ske direkte, dvs. uden andet kørselsformål, og her er regnet med afstanden 10 km.
- e) bringeordning, station, til sortering
Blandet plast, dvs. flasker, bægre, folie o.lign. bragt til genbrugsstation transporteres til sortering. Afstanden er vanskelig at vurdere. Genbrugsstation og sortering kan ligge samme sted, eller sorteringscentralen kan hente fra flere genbrugsstationer. Der gættes på 25 km sv.t. transport efter indsamling i (Miljøstyrelsen 1999c).
- f) bringeordning, station, til genvindingsvirksomhed
Folier kan sendes direkte fra genbrugsstation til genvindingsvirksomhed, hvis mængderne er tilstrækkelige til at fylde en lastbil. Dette gælder især folier fra handel/service & industri. Afstanden er skønnet til 150 km (Kjølhede, 2001) for genvinding i Danmark.
- g) sorteringscentral til genvindingsvirksomhed
Afstanden er skønnet til 150 km (Kjølhede, 2001) for genvinding i Danmark.
- h) indsamlingsordning, bruger til genvindingsvirksomhed
Brugte folier og kasserede transportkasser kan sendes direkte fra større handels-, service- og industrivirksomheder til genvindingsvirksomhed, hvis mængderne er tilstrækkelige til at fylde en lastbil. Afstanden er skønnet til 150 km (Kjølhede, 2001) for genvinding i Danmark.

Med hensyn til husholdningsaffald er følgende fordeling af affaldsmængden estimeret, med henvisning til Figur 4:

d: Skønsmæssigt ca. 25 % af a+b+d (Ottosen, 2001)(Tønning, 2001)

a & b: Skønsmæssigt ca. 75 % af a+b+d (Ottosen, 2001)(Tønning, 2001). Fordelingen mellem a og b antages ligelig. Dette kan retfærdiggøres ved at bringeordning til affaldsøer antageligt vil blive brugt i tæt bebyggelse (boligblokke etc.) med ca. halvdelen af boligmassen og henteordning i mindre tæt bebyggelse (enfamiliehuse), igen med ca. halvdelen af boligmassen.

Transportemballage følger ruterne a, d og h. Det har ikke været muligt at estimere en fordeling mellem disse, men den er antaget at følge husholdningsaffald, således at 25 % bringes (d) og 75 % hentes (a). Der er altså regnet med, at al transporten til genvinding går via sortering, og der er således ikke regnet med direkte bringning fra brugssted til genvinding (h). Dette betyder at transportarbejdet til sortering, og dermed det samlede transportarbejde for scenariet, er noget for højt estimeret. Dette gælder især for transportkasser, hvor en stor del antageligt vil gå direkte fra bruger til genvinding. I det samlede resultat betyder dette dog mindre, da den miljømæssige betydning af

indsamlingsscenariet for genvinding i Danmark har vist sig at være lille i forhold til plastfremstilling og genvinding.

Der vil i praksis være et tab, X, fra sorteringscentralen til forbrænding ved frasortering af fraktioner, der er uegnede til genvinding (eller hvis der ikke er afsætningsmulighed). PVC frasorteres til deponi eller særlig behandling. Mængden X kan sættes til 0, hvis man ønsker at beregne på det hypotetiske 100% effektive indsamlingssystem, eller man kan indsætte faktuelle værdier. Tabet kan blive meget lille i et vel planlagt indsamlingssystem.

For affaldsforbrænding optræder transport fra dagrenovation til forbrændingsanlæg, samt fra indsamling af erhvervsaffald til forbrændingsanlæg. Afstanden er skønnet til 70 km, beregnet fra transportafstandene for henteordninger i (Miljøstyrelsen, 1999c) midlet for etageboliger, enfamiliehuse og landområde. Afstanden svarer godt til oplysning fra Renofyn (Sørensen, 2001), som siger 60 km.

4.2.3 Indsamlingseffektivitet

Erfaring med indsamlingseffektivitet for plastaffald fra husholdninger er sparsom herhjemme, da indsamling kun er praktiseret ret få steder og gennem kort tid, på nær få undtagelser. I dette projekt arbejdes med scenarier, som skal have en vis fremtidig gyldighed, f.eks. 5 år, og der er derfor behov for et estimat af den nær fremtidige plastindsamling, som kan forventes praktiseret i Danmark. Dette er diskuteret med (Ottosen, 2001) og (Tønning, 2001), og der er indhentet synspunkter fra (Kjær, 2001).

Indsamlingseffektiviteten vil overordnet afhænge af, om der er tale om en bringeordning eller en henteordning, hvor erfaring både for plast og andre affaldstyper viser, at henteordningen giver de bedste resultater, men også er dyrest at etablere.

Erfaringer fra indsamling af andre affaldstyper, f.eks. aviser og glas, skal bruges med varsomhed, da der er større barrierer for plastindsamlingen, fordi plast fylder og er uhåndterligt at opbevare indtil bringning/hentning og på grund af krav til rengøring af plasten (Tønning, 2001). Endelig viser dette projekt, at plastemballage, som via restindhold af nogle emballerede produkter vil give et stort COD bidrag, ikke bør indsamles til genvinding, men bør affaldsforbrændes. Dette betyder et løft over hvor stor en indsamlingsmængde, der er ønskelig til genvinding. Løftet er vanskeligt/umuligt at finde ud fra tilgængelige statiske oplysninger, som diskuteret i kapitel 6.

4.2.3.1 *Bringeordninger, husholdninger*

(Ottosen, 2001) mener generelt, at gode brugervenlige bringeordninger med en god informationsindsats kan nå en indsamlingseffektivitet på 40 eller måske 50 %. Med brugervenlig menes, at der ikke må være for langt til indsamlingsstederne.

(Tønning, 2001) peger på, at de bringeordninger, som har fungeret herhjemme gennem længere tid, ligger på 10 – 15 % indsamlingseffektivitet. Resultater fra et nylig afholdt forsøg i Nyborg (Ottosen og Tønning, 2000) nåede en indsamlingseffektivitet på over 40 % sidst i forsøget. Forsøget var rettet mod flasker/dunke/bøtter som i dette projekt, men andre fraktioner blev også afleveret. Kendetegnende for forsøget var fokus på brugervenlighed og information.

Generelt gælder, at det potentiale, som indsamlingseffektiviteterne er beregnet ud fra, er temmelig usikkert at bestemme, hvilket også gør indsamlingseffektiviteterne usikre. Det kan heller ikke udelukkes, at en mængde erhvervsaffald afleveres foruden husholdningsaffaldet.

(Kjær, 2001) har diskuteret indsamlingseffektiviteten for bringeordninger med kolleger i Miljøstyrelsen, der som et godt gæt mener, at en bringeordning med kuber vil give ca. 40%. På baggrund af ovenstående diskussion er det i dette projekt valgt at regne på indsamlingseffektiviteterne 25 % og 40 % til at repræsentere bringeordninger fra husholdninger.

Det lave bud er konservativt i forhold til vurderingen fra (Ottosen, 2001) og (Kjær, 2001), men tager hensyn til hidtidige erfaringer og de omtalte barrierer for plastaffald i forhold til andre affaldstyper. Det høje bud retter sig mod, hvad der realistisk kan tænkes i fremtidige systemer.

4.2.3.2 Henteordninger, husholdninger

Indsamlingseffektiviteten for henteordninger afhænger af, om dette finder sted fra ”fast opsamlingsmateriel”, dvs. en beholder som brugeren løbende kan fylde i, eller ved at brugeren med mellemrum, f.eks. på faste datoer, stiller affald til afhentning. Man regner almindeligvis med at indsamling fra fast opsamlingsmateriel giver det bedste resultat.

(Ottosen, 2001) mener generelt at man i en brugervenlig henteordning og med en god informationsindsats kan nå en indsamlingseffektivitet 60 - 80 %. Brugervenligt betyder her bl.a. fast opsamlingsmateriel.

De henteordninger, man har erfaring med herhjemme, fungerer ved, at brugeren stiller affaldet til afhentning på bestemte datoer. I det mindste én kommune udleverer en særlig sæk til formålet. Indsamlingseffektiviteten ligger på ca. 45 % for flasker/dunke/bøtter. Indsamlingen kan være direkte rettet mod flasker/dunke/bøtter eller mod flere plastfraktioner, hvorfra indsamlingseffektiviteten for flasker/dunke/bøtter så er beregnet.

(Tønning, 2001) mener, at man med fast opsamlingsmateriel kan nå en højere indsamlingseffektivitet, og har her samme vurdering som (Ottosen, 2001). Tønning tvivler dog på, at fast opsamlingsmateriel til plastaffald vil blive særlig udbredt herhjemme, da potentialet er for lille. Måske vil det blive etableret i etageejendomme, hvor man i affaldsskurene kan opstille en særlig beholder til plast, ligesom det i dag er ret almindeligt med særlige beholdere til glas og papir. Tønning peger imidlertid på, at indsamlingseffektiviteten fra fast opsamlingsmateriel er mindre for etageejendomme end fra parcelhusområder. For papir er det ca. 75 % vs. 90 %.

(Kjær, 2001) har diskuteret indsamlingseffektiviteten for henteordninger med kolleger i Miljøstyrelsen, der som et godt gæt mener, at man med henteordning kan opnå ca. 60%.

På baggrund af ovenstående diskussion er det i dette projekt valgt at regne på indsamlingseffektiviteterne 50 % og 60 % til at repræsentere henteordninger fra husholdninger.

Disse indsamlingseffektiviteter er tænkt at dække et mix af begge de nævnte henteordninger, men tager højde for, at henteordning fra fast opsamlingsmateriel antageligt får en begrænset udbredelse, samt at visse typer plastemballage bør til affaldsforbrænding frem for til genvinding. Som for bringeordninger er det lave bud baseret på hidtidige erfaringer, og det høje bud er for fremtidige systemer.

4.2.3.3 Indsamling fra erhverv

Det har ikke været muligt at indhente oplysninger om indsamlingseffektivitet fra erhverv, men den må formodes at være højere end for husholdninger eller på niveau med henteordning fra husholdninger med fast opsamlingsmateriel.

Små erhvervsvirksomheder vil nok i en vis udstrækning benytte sig af bringeordninger, også hvor disse er møntet på husholdninger, men ellers må det antages, at henteordninger vil være mest udbredt blandt erhvervsvirksomheder, og at dette vil ske fra fast opsamlingsmateriel. Mængdeandelen af plastemballage fraktioner, som det i dette projekt skønnes relevant at genvinde, er høj for erhverv i forhold til husholdninger (68% vs. 14 %), se afsnit 2.1.3. Indsamlingseffektiviteten målrettet plastemballage fra erhverv vil antageligt ligeledes kunne blive høj. Man kan måske gætte på en indsamlingseffektivitet på 70 % eller mere for de fraktioner, det er relevant at indsamle til genvinding.

4.3 Transport

Følgende mulige biltyper og deres udnyttelse er udpeget med henvisning til Figur 4:

- 1) Henteordning, affaldsforbrænding:
Dette antages at finde sted med komprimatorvogn med 24 t totalvægt og en middellast på 3 tons (Tønning et.al., 1997). Middellasten svarer til en kapacitetsudnyttelse på 20 - 25 % af komprimatorvognenes lasteevne på ca. 12 - 14 tons. Kapacitetsudnyttelsen har betydning for miljøbelastningen og for valg af transportproces i UMIP databasen.

- 2) Henteordninger, genvinding (a):
For husholdningsaffald antages dette at finde sted med komprimatorvogn, 24 t totalvægt og middellast 3 tons (Tønning et.al., 1997). Middellasten svarer til en kapacitetsudnyttelse på 20 - 25 %.

Afhentning til genvinding fra særskilt beholder, også kaldet fast opsamlingsmateriel, vil med stor sandsynlighed finde sted med denne vogntype. Affald som stilles til afhentning kan dog også blive indsamlet med ladvogn, der typisk er indrettet med adskilte rum til forskellige affaldstyper (f.eks. plast, pap, papir, glas) (Tønning, 2001). Se bemærkningen under punkt 4) om den miljømæssige forskel på komprimatorvogn og ladvogn.

Afhentning af transportemballage fra erhverv antages at finde sted med ladvogn eller ophalervogn (containervogn), da denne situation nok minder om indsamling fra bringeordning til sortering, se punkt 4), og der er benyttet samme ladvogntype som i punkt 4). Ladvognen kan være rumopdelt, se ovenover.

- 3) Bringeordning til genbrugsstation (d):
Fra private husholdninger antages dette at finde sted i benzindreven personbil med motorstørrelse 1,4 - 2 l. Man vil typisk have flere affaldsprodukter med end plastaffald, f.eks. brugte flasker og aviser. Der er antaget 5 kg affald.

Fra lidt mindre virksomheder er antaget dieseldreven varebil, og det er antaget, at denne medbringer 100 kg affald til genbrugsstationen.

- 4) Bringeordninger til sortering (c og e):
Dette antages at finde sted med ladvogn, 11 t totalvægt og middellast 2,5 tons (Tønning et.al., 1997). Middellasten svarer til en kapacitetsudnyttelse på ca. 45 %.

Komprimatorvogn og ophalervogn er ligeledes mulige. Disse vogne har større totalvægt end ladvognen (25 t vs. 11 t) men antages dårligere udnyttet (ca. 25 % vs. 45 %), så den miljømæssige forskel mellem de to alternativer vil næppe være stor. Derfor er kun ladvognen benyttet i beregningerne.

- 5) Transport til genvindingsvirksomhed (g, f og h):
Ifølge (Kjølhede, 2001) ankommer transportemballage på lastbiler med 40 t totalvægt og med en typisk last på ca. 16 t, sv. t. en kapacitetsudnyttelse på 65 - 70 %. Lastbilerne kører i speditionstrafik, hvilket vil sige, at de udnyttes til et andet job på hjemturen, dvs. der er ikke nogen tom retur. Dette er ligeledes forudsat i beskrivelsen af transportafstande i afsnit 4.2.2. Den skitserede transport vil nok ligeledes være repræsentativ for plast fra husholdninger, som sendes fra sorteringscentral til genvindingsvirksomhed.

Med hensyn til rene foliefraktioner kan disse presses i baller, som man typisk modtager 22 tons af ad gangen sv. t. 90-100 % kapacitetsudnyttelse på en 40 t lastbil.

Et antal nye transportprocesser er oprettet, da de eksisterende data i UMIP PC-værktøj er forældede. Processerne er blevet til i forbindelse med et transportprojekt (Miljøstyrelsen, 2000) og er baseret på udregning af typiske transportere i TEMA2000 (Trafikministeriet, 2000). De anvendte transportprocesser er listet i nedenstående skema. Disse processer benytter opdaterede data for brændselsproduktion nævnt i Tabel 6, da brændselsproduktion ikke er indeholdt i TEMA.

For 11 t ladvogne er anvendt TEMA's lastbil på 10 t totalvægt, da denne er repræsentativ. I stedet for de 45 % udnyttelse er der tilnærmet benyttet lastgraden 48% (TEMA2000

default) svarende til gennemsnitsudnyttelsen i Danmark. For 24 t komprimatorvogne er anvendt TEMA's lastbil på 25 t totalvægt beregnet for lastudnyttelsen 25 %. 40 t lastbilen til genvinding med 65 - 70% udnyttelse svarer godt til udnyttelsen ved eksportkørsel og til langturskørsel i Danmark med store biler. Lastgraderne er repræsentative for speditjonskørsel. Forkortelsen EU2 i skemaet står for emissionsnormen EURO 2 gældende fra 1996. Vægtene er totalvægt.

Transportproces	Bemærkninger
Personbil, benzin, 1,4-2 l EU2, bykørsel, per kgkm m. 5 kg varer	benyttes ved transport til f.eks. genbrugsstation; men modsvarer transport per person km med 5 personer, da bilen ikke regnes lastafhængig.
Varebil, diesel, 3,5t EU2, 5% lastet, per kgkm, blandet lokal kørsel	100 kg last. Blandet lokal = 32% by, 44% landevej, 24% motorvej (TEMA2000 default)
Lastbil, 10t EU2, 48% lastet, per kgkm, blandet lokal kørsel.	2,5 tons last. Blandet lokal = 32% by, 44% landevej, 24% motorvej (TEMA2000 default).
Lastbil, 25t EU2, 25% lastet, per kgkm, blandet lokal kørsel.	4,25 tons last. Blandet lokal = 32% by, 44% landevej, 24% motorvej (TEMA2000 default).
Lastbil, 40-48t EU2, 70% lastet, per kgkm, blandet kørsel i Danmark.	16,8-22,4 tons last. Blandet kørsel DK = 5% by, 15% landevej, 80% motorvej (skøn IPU og COWI)
Containerskib, 4000 TEU, fuel, 75% lastet, per kgkm	Last: 3000 TEU (20' containerenheder) sv.t. 30.000t last. SO ₂ er beregnet ud fra 3,3 % S i brændslet.
Godstog, diesel DK, kgkm	Gamle UMIP data benyttet for tog i Kina.

De angivne laster af lastbilerne skal tages med forbehold, da de afhænger af den eksakte lastbiltype. Med hensyn til blandet kørsel i Danmark er denne skønnet ud fra tur eksempler i TEMA2000 for lange ture, dvs. over Storebæltsbroen eller yderpunkter i Jylland. Der kan i praksis være stor variation i køremønstret, især lokalt og regionalt. Det normale svovlindhold for dieselolie for landtransport er 0,005% (lav svovl), og dette er benyttet ved beregningerne.

4.4 Rengøring og spildevandsrensning vs. affaldsforbrænding

Rengøring af husholdningsemballage medfører vand- og energiforbrug samt øget spildevandsbelastning med især BOD og COD og dermed ekstra energiforbrug til spildevandsrensning. Spildevandsrensningen er uafhængig af, om det er de enkelte husholdninger eller genvindingsvirksomheden, som skal foretage rengøringen. Af hygiejniske årsager er man mest interesseret i, at rengøringen foretages af husholdningen, før den tomme emballage sendes til genvinding, men genvindingsvirksomheden kan antageligt foretage rensningen med et mindre vand- og energiforbrug.

For at få indtryk af størrelsesordenen af belastningen fra rengøring er der udført et forsøg, hvor et antal relevante husholdningsprodukter emballeret i plastflasker og bøtter er tømt for indhold. Den resterende produktmængde er rensset ud og vægten bestemt. De fleste emballager blev vasket i varmt vand, og energiforbrug til vandopvarmning er beregnet. COD af de udrensede produkter er beregnet på basis af nøgletal (Henze et. al., 1992) for kulhydrat, protein, fedt, eddike etc. Mængden af disse indholdsstoffer er taget fra varedeklarationerne. Energiforbrug til nedbrydning af COD i spildevandsrensning og efterfølgende slambehandling er beregnet ud fra nøgletal for spildevandsrensningsanlægget Lynetten (Jørgensen, 2000)(Lynettefællesskabet I/S, 2000). Disse data kan forventes at være bedre end gennemsnittet for spildevandsrensning.

Som alternativ til rengøring af emballagerne med henblik på genvinding er energigevinsten ved affaldsforbrænding af restprodukterne i emballagerne beregnet. Energigevinsten er beregnet ud fra brændværdi af restprodukterne bestemt ud fra varedeklarationerne.

Der er gjort rede for forsøgene og beregningerne i bilag D, og resultaterne indgår i scenarierne behandlet i kapitel 6. Forsøgsresultaterne er behæftet med væsentlig usikkerhed, da de afhænger af forbrugeradfærd ved tømning og rengøring af emballagen, som diskuteret i kapitel 7. Der har her kun været en enkelt testperson til at udføre forsøgene. Testpersonen har nok tømt emballagerne mindre grundigt og rengjort dem mere grundigt, end mange brugere ville gøre, og der er derfor tale om worst case. Rengøringen

er foretaget enkeltvis, hvor mange brugere ville udføre rengøringen i forbindelse med opvask (manuelt eller i maskine), hvorved forsøgets vandmængde er for stor. Da opvarmningen af vandet er miljømæssigt afgørende, er beregningerne tillige udført for uopvarmet (koldt) vand for at undgå forskelle i vandforbrug som et usikkerhedsmoment.

Repræsentanter for husholdningsprodukterne er udvalgt efter undersøgelsen af genvindingspotentialer, samt ud fra forskellige grader af BOD og COD belastning fra produkterne. De udvalgte produkter, grupperet efter COD belastning fra den udrensede restmængde, er:

- Høj COD: Mayonnaise, remoulade, sennep
- Middel COD: Yoghurt, bodylotion
- Lav COD: Is, ketchup, honning, shampoo
- Meget lav eller ingen COD: Mælk, rengøringsmiddel (Ajax eller lign.), eddike

Det viser sig, at der er korrelation mellem COD mængde, vand- og energiforbrug til rengøring af emballage og energiforbrug til spildevandsrensning såvel som til energigevinst ved alternativ forbrænding. Dette er illustreret i nedenstående tabel, se beregningerne i bilag D.

Tabel 7 Energi til opvarmning af vaskevand og energigevinst ved affaldsforbrænding for forskelligt COD indhold i plastemballage, husholdningsaffald.

COD gruppe	COD til rensningsanlæg		Vandopvarmning*		Energigevinst ved forbrænding	
	kg / kg plast	kg / kg plast valgt gennemsnit	MJ / kg plast	MJ / kg plast valgt gennemsnit	MJ / kg plast	MJ / kg plast valgt gennemsnit
Høj	> 1	1,5	> 15	20,0	> 20	25
Middel	0,3 - 1	0,7	3 - 15	10,0	5 - 20	10
Lav	0,03 - 0,3	0,2	3 - 15	10,0	1 - 5	3
Ingen	< 0,03	0,0	0	0,0	< 1	0

* De valgte gennemsnit svarer til vandforbrug 140 l for 20 MJ og 70 l for 10 MJ

4.5 Plastgenvinding

4.5.1 Omsmelting

Replast A/S genvinder PE folier og i mindre omfang flasker og dunke ved omsmelting i ekstruder efterfulgt af pelletering til granulat, og data for plastgenvinding er leveret herfra. Ældre data (ca. 1991) fra Replast A/S findes allerede i UMIP PC-værktøjet, men disse data må anses for forældede. Desuden omhandler de ældre data kun landbrugsfolier, hvilket er utilfredsstillende til generelle formål.

Virksomheden har i dag to produktionslinier, en for relativt ren plastaffald (transportemballage, produktionsaffald o.lign.) og en for landbrugsfolie. Det har derfor været muligt at lave en opdeling af data for de to linier. Opdelingen baserer sig i nogen grad på beregnede og skønnede fordelinger af energiforbrug og emissioner.

Sammenlignet med de ældre data må de nye data anses for mere repræsentative, og især har data for transportemballage været savnet. For landbrugsfolie er energiforbruget nogenlunde som før, hvorimod især affaldsmængden er betydeligt reduceret. Der er som ventet kun en begrænset mængde affald fra transportemballagen.

Det skal bemærkes, at affaldsmængderne fra landbrugsfolier især skyldes sand, jord, ler etc., som er bragt ind med folien. Som forklaret i afsnit 3.3.6 skal denne mængde affald, i lighed med hele genvindingsprocessen, tilskrives leverandøren af plastaffald, som er den, der forårsager såvel genvindingsproces som affald. Replast har ingen indflydelse på mængden af affald, som skyldes forurening af plastråvaren.

Mængden af produktionsaffald fra genvindingsprocessen er 7,4 % af den behandlede mængde målt som ren plast, hvilket ikke er væsentligt forskelligt fra det, man forventer fra andre genvindingsbrancher, f.eks. glas og aluminium. Al produktionsaffaldet antages affaldsforbrændt med energiudnyttelse. I perioder er det ikke muligt at forbrænde al

produktionsaffald grundet manglende forbrændingskapacitet, hvilket betyder at noget affald må deponeres. Dette antages at være et forbigående problem.

Plastgenvinding kan groft inddeles i følgende procestrin:

Landbrugsfolier:

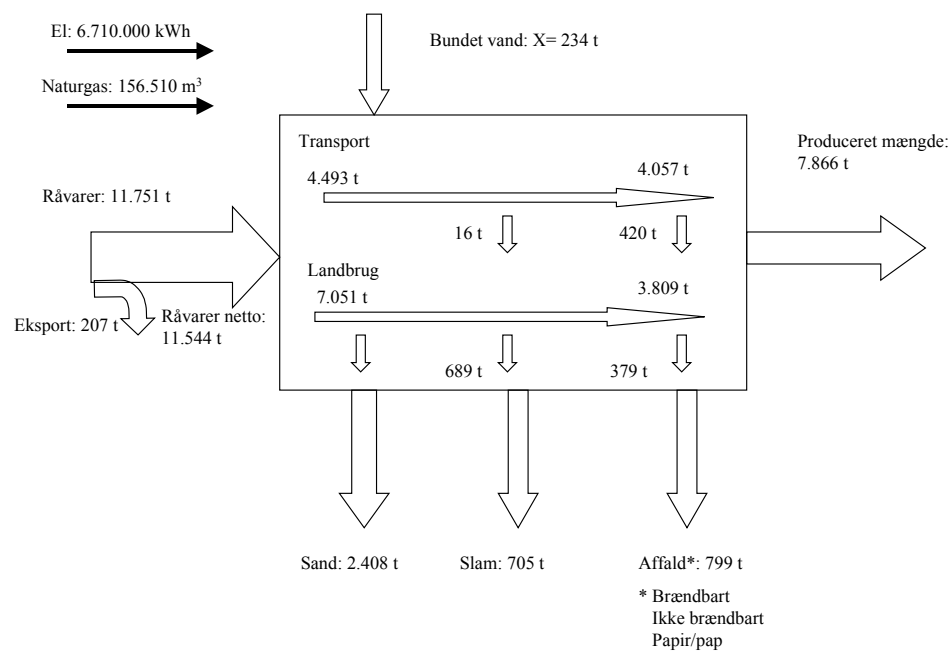
- Shredding og forvask
- Nedkværning
- Vask og sedimentering
- Tørring
- Ekstrudering og granulering
- Spildevandsrensning

Transportemballage:

- Nedkværning
- Friktionsvask og sedimentering
- Friktionsvask
- Tørring
- Ekstrudering og granulering
- Spildevandsrensning

Data for plastgenvindingen stammer fra Replasts grønne regnskab samt supplerende oplysninger om bl.a. spildevandsmålinger. En skitse af massestrømmene er vist i Figur 5. Opdelingen på de to produktionslinier er foretaget i samråd med (Kjølhede, 2000) efter følgende principper:

- Produktoutput leveret fra de to linier er registreret i bogholderi
- Råvareinput til de to linier er beregnet ud fra massebalance under forudsætningerne beskrevet under Affald. I massebalancen indgår en mængde vand, som antages bundet til slammet under vaskeprocessen.
- Elektricitetsforbrug til produktion er fordelt efter installeret effekt på de to linier, idét belastningen antages at være nogenlunde identisk.
- Naturgasforbrug til produktion er fordelt efter installeret effekt af naturgas brændere.
- Vandforbrug til produktion er fordelt efter råvareinput, da det er denne mængde, der går gennem vaskeanlægget.
- Komfortforbrug (el, varme, vand) er fordelt efter output. Mængden er lille sammenlignet med forbruget til produktion.
- Dieselolie til trucks er fordelt efter råvareinput, da det er denne mængde, der bestemmer trucktransporten
- Kemikalier er fordelt efter output
- Affald ud fra forudsætningerne at sand og slam er tilknyttet landbrugsfolier (på nær en lille mængde papirslam fra transportemballage), at papiraffald er tilknyttet transportemballage (etiketter), samt at mængden af produktionsaffald til forbrænding og deponi fordeles efter output.
- BOD og COD emission er fordelt ud fra en skønnet mængde opløst lim, som stammer fra transportemballage (etiketter o.lign.)
- Øvrige spildevandsemissioner antages at være bragt ind med landbrugsfolie.



$$\text{Ekstra tilført mængde bundet vand: } X = (7.866 + 2.408 + 705 + 799) - 11.544 = 234$$

Figur 5 Massestrømme og energi for plastgenvinding på Replast

4.5.2 Regranulering

For rimeligt rene fraktioner af produkter, som har en tilstrækkelig godstykkelse, er det muligt at foretage en direkte regranulering, dvs. at man undgår omsmeltingen. Kasserede HD-PE transportkasser, f.eks. kasser til transport af øl/vand, mælk, brød o.lign. vil typisk kunne regranuleres direkte.

Replast A/S udfører ikke i dag direkte regranulering, men det har været muligt at estimere data ud fra et sandsynligt procesforløb på Replast. Et springende punkt er, hvorvidt vask af produkterne er nødvendig eller ej. Vask er nødvendig for at sikre, at der ikke kommer snavspartikler eller rester fra det transporterede produkt med i granulatet. Sidstnævnte problem er størst for transportkasser til f.eks. fersk kød. Mange kasser vaskes rutinemæssigt af leverandøren (brugeren), og man kan sige, at vask af en kasseret kasse ikke er nødvendig for kassens brug men for genvindingen. Med andre ord indregnes vasken hvad enten den finder sted hos leverandøren eller hos genvindingsvirksomheden.

Med udgangspunkt i førnævnte procesforløb for transportemballage (folier) antages det, at man undgår den ene friktionsvask samt omsmelting i ekstruderen og pelletering. Procesforløbet bliver:

- Nedkværning til granulat
- Friktionsvask og evt. sedimentering
- Tørring
- Spildevandsrensning

Det er muligt, at man vil foretrække nedkværning efter vask. I forhold til genvinding ved omsmelting spares 60 % af el-energiforbruget og 50 % af vandforbruget. Spildevandsbelastning og hjælpematerialeforbrug antages ligeledes halveret. Mængden af produktionsaffald antages nedbragt til 3 % af den behandlede mængde målt som ren plast.

4.6 Affaldsforbrænding

Plastaffald som ikke genvindes samt produktionsaffald fra genvinding bliver affaldsforbrændt. Som udgangspunkt er UMIP databasens processer for affaldsforbrænding af PE og PP benyttet (Miljøstyrelsen, 1999b). Disse processer er af ældre data, men er

verificeret i forhold til nyere oplysninger (Energi E2, 2001). Problemet med at anvende nyere data er, at disse er for dansk gennemsnitsaffald, hvorimod UMIP databasens data som krævet i LCA er beregnet per materialetype, der affaldsforbrændes.

I UMIP databasens affaldsforbrændingsprocesser antages nogle emissioner at være fælles for forbrændingsanlægget, uanset hvad der forbrændes, og andre emissioner er produktspecifikke. Til fælles emissioner er regnet NO_x og dioxin, og disse svarer størrelsesordenmæssigt rimeligt godt til oplysninger i (Energi E2, 2001). CO emission er væsentlig højere end i (Energi E2, 2001), hvor den til gengæld også forekommer påfaldende lav.

I UMIP databasen er der ikke regnet med elproduktion fra affaldsforbrænding, da dette stort set ikke fandt sted på tidspunktet for den daværende dataindsamling. I dette studie er der regnet med, at affaldsforbrændingens energiproduktion fordeler sig på 80 % varme og 20 % el. Der er ikke allokeret mellem el og varme, men da elproduktionen er lille, har dette kun mindre betydning. Varmen antages at fortrænge fjernvarme fra det centrale system i Danmark (Energi E2, 2001), hvilket vil sige kraftvarme og varme fra centrale elværker. El antages at fortrænge gennemsnits dansk elproduktion (Energi E2, 2001). Der er regnet med allokering efter energikvalitet (exergi) for den fortrængte el og varme.

Der er regnet med samme totale virkningsgrad på 75 % for affaldsforbrænding med elproduktionen som for ældre data uden elproduktion, men da virkningsgraden på elproduktion er væsentlig ringere end for varmeproduktion, er den uændrede totale virkningsgrad udtryk for en bedre virkningsgrad på forbrændingen i anlægget, hvilket man regner med i dag.

Det har været nødvendigt at oprette et antal nye affaldsforbrændingsprocesser:

- Forbrænding af restprodukter i emballage
- Forbrænding af slam fra spildevandsrensning
- Støttefyring med biogas ved affaldsforbrænding af slam
- Støttefyring med fyringsolie ved affaldsforbrænding af slam

De første tre processer er regnet CO₂ neutrale. Restprodukter i husholdningsemballagen stammer overvejende fra levnedsmidler og kan derfor antages at være biomasse, der regnes CO₂ neutralt ved forbrænding.

Forbrænding af restprodukter er oprettet med udgangspunkt i UMIP databasens eksisterende processer og følger ovennævnte beskrivelse for el og varme.

Forbrænding af slam er oprettet med udgangspunkt i UMIP databasens eksisterende processer med hensyn til selve forbrændingen, men ikke med hensyn til energiproduktion, da denne er opgjort separat i data for spildevandsbehandling og slamforbrænding (Lynettefællesskabet, 2000). Slam og biogas kommer fra forrådnelse af organisk materiale i spildevandet.

4.7 Energi

Et antal nye processer for energi og produktion af brændsler (pre-combustion) er oprettet. Det drejer sig om følgende processer:

Proces	Reference
Gasolie forbrændt i fyr <100kW	Frischknecht, 1996; Christensen, 1991
Naturgas forbrændt i fyr >100kW	Frischknecht, 1996; Christensen, 1991
Dansk elproduktion, 1997, allokeret efter energikvalitet	Energi E2, bearbejdet af IPU
Dansk fjernvarmeproduktion, centrale system, 1997, allokeret efter energikvalitet	Energi E2, bearbejdet af IPU
EU elproduktion 1994	Frees & Weidema, 1998
Benzin, EU	Frischknecht, 1996, bearbejdet af IPU
Dieselolie, EU	Frischknecht, 1996, bearbejdet af IPU
Fuelolie, EU	Frischknecht, 1996, bearbejdet af IPU
Gasolie, EU	Frischknecht, 1996, bearbejdet af IPU
Naturgas, Nordsøen.	Bakkane, 1994

For energiprocesserne gælder, at både de traditionelt omfattede emissioner til luft og f.eks. tungmetalemission er medtaget. For brændselsproduktion er alle tilgængelige emissioner ligeledes medregnet.

Dansk el- og fjernvarmeproduktion er fra en LCA af dansk elproduktion 1997 udført af elværkerne ved ENERGI E2 (Energi E2, 2001). Der har vist sig nogle fejl i de offentliggjorte data, som er korrigeret af IPU i dette projekt. Fejlene er af systemmæssig karakter og har meget lille værdimæssig betydning. Der er benyttet data, hvor allokering mellem el og varme er udført efter exergi (energi-kvalitet), og der er regnet med data for energiproduktion og ikke forbrug, dvs. tallene er ikke korrigeret for import/eksport. Problemet med den måde der er korrigeret for import/eksport på af Energi E2 i overensstemmelse med Energiministeriets politik, er at der godskrives en miljøgevinst hver gang i løbet af året, Danmark har import af vandkraft, til trods for at Danmark netto har eksport af forurenende kulkraft.

Nye data for brændselsproduktion er oprettet i forbindelse med et projekt for transport (Miljøstyrelsen, 2000) og anvendt her, da de eksisterende data i UMIP PC-værktøj må anses for forældede. Brændselsproduktionen repræsenterer EU gennemsnit, hvor en stor del af råolien udvindes i bl.a. Mellemøsten, og data er ikke nødvendigvis repræsentative for danske forhold (hvad de tidligere data heller ikke var). Dette kommer mest synligt til udtryk for VOC emission fra brændselsudvindingen.

5 PE transportemballage

Dette kapitel beskriver LCA vurdering af de transportemballager, som blev udpeget i afsnit 2.3, og som det teknologisk og potentialemæssigt er relevant at genvinde. Det drejer sig om LD-PE stræk- og krympefolie o.lign. samt HD-PE transportkasser. Resultaterne er præsenteret i grafer, og værdierne for disse grafer er vist i bilag E.

Spørgsmålet, som LCA vurderingen skal svare på i dette kapitel, er, hvordan genvinding forholder sig i forhold til affaldsforbrænding vist for 100 % genvinding og 100 % affaldsforbrænding. Disse scenarier er i praksis hypotetiske, men tjener altså her til sammenligning.

En del plastaffald afhændes til genvinding i Fjernøsten (Kina). Dette er taget ind i sammenligningen for LD-PE folier for at få en belysning af især transportens rolle. For LD-PE folie er der ligeledes sammenlignet med situationen, at plast ikke genvindes, dvs. bliver deponeret. Denne situation forekommer ikke i praksis, men sammenligningen tjener dels til en absolut forståelse af gevinsten ved genvinding henholdsvis affaldsforbrænding, og skal også illustrere, om genvinding i Kina i det hele taget kan svare sig.

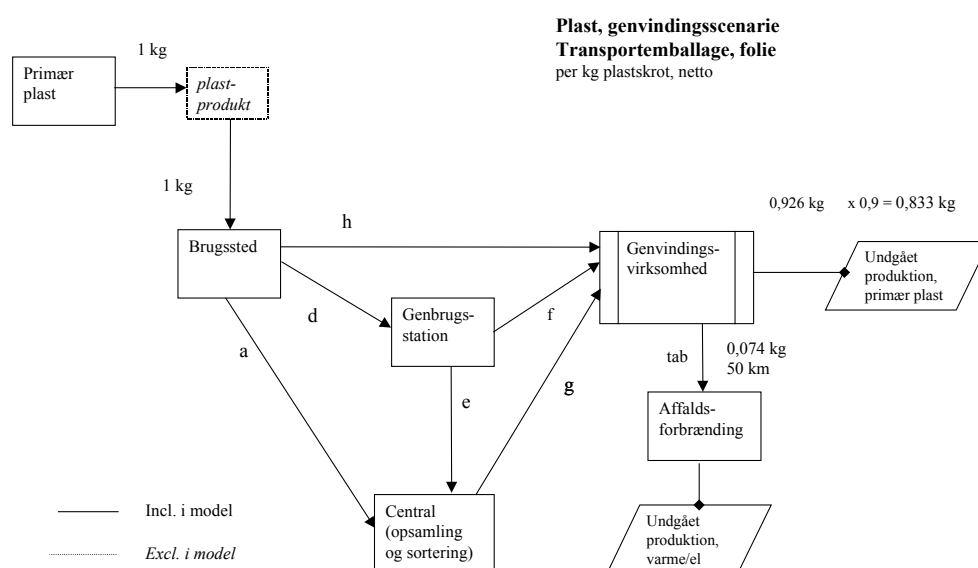
5.1 LD-PE folie

Den sammenlignende resultatpræsentation for genvinding og affaldsforbrænding findes i afsnit 5.1.4, hvori også indgår sammenligning med deponi. Scenarierne og resultaterne af LCA vurderingerne er beskrevet i afsnit 5.1.1 - 5.1.3.

5.1.1 Genvinding, 100%, i Danmark

5.1.1.1 Scenarie

Figur 6 viser scenarieret for genvinding af transportemballage med fokus på folier genvundet i Danmark.



Figur 6 Scenarie for genvinding af transportemballage, folie

Transportafstande og mængder er opsummeret fra afsnit 4.2.2 og 4.3:

- a) 0,75 kg, 80 km afhentet med 24 t komprimatorvogn el.lign.
- d) 0,25 kg, 10 km bragt med 3,5 t varevogn
- e) 0,25 kg, 25 km med 11 t ladvogn el.lign.
- f) Der regnes ikke med denne mulighed
- g) 1 kg, 150 km med 40-48 t lastbil
- h) Der regnes ikke med denne mulighed

Mulighederne f og h praktiseres givetvis i et vist omfang, men betydningen heraf er blot, at dette gør miljøbelastningen fra indsamlingsscenarioet lidt mindre, som diskuteret i afsnit 4.2.2.

Da der er et produktionstab på 7,4 % i forhold til den indsamlede mængde målt som ren plast, bliver *den producerede mængde genvundet plast 0,926 kg per kg indsamlet plast, ren*. Mængden af indsamlet plastaffald kan være større end 1 kg, da skrottet indeholder urenheder, labels m.v., men mængden heraf er beskeden for transportfolier, som derfor regnes som ”ren”.

Der regnes med et lødighedstab på 10 %, se afsnit 3.3.6.1, og derfor bliver den undgåede produktion af primær plast 0,833 kg (0,9 x 0,926 kg).

5.1.1.2 Resultatdiskussion, genvinding vs. affaldsforbrænding

Resultaterne er vist i afsnit 5.1.4, Figur 8 - Figur 12. Resultaterne er sammenlignet med genvinding i Kina og med affaldsforbrænding. Resultaterne for genvinding i Kina diskuteres i næste afsnit, hvorimod det er mest naturligt at diskutere resultaterne for affaldsforbrænding her, sammen med resultaterne for genvinding.

De samlede resultater af miljøeffekt vurderingerne, hvor alle faser er lagt sammen, er vist i Figur 8. Figur 9 og Figur 10 viser de samlede resultater for henholdsvis affald og ressourcer. Alle resultater er præsenteret vægtet, som forklaret i rapportens kapitel 3.

I figurerne for miljøeffekter er kun vist resultater for effekterne næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse, forsurening og drivhuseffekt. Der er ikke præsenteret data for toksicitet, da disse er for usikre som beskrevet i afsnit 3.5.3. Således har det ikke i særlig høj grad været muligt at vurdere toksicitet af primær plastproduktion og affaldsforbrænding, hvorimod der er angivet en lang række toksiske udledninger for de energiscenarier som fortrænges, hvilket giver et urealistisk negativt toksicitetsbidrag for affaldsforbrænding.

Samlet set er det klart mest fordelagtigt at genvinde den ”rene” transportemballage, når der ses på miljøeffekter og ressourcer. Fortrængning af stenkul ved affaldsforbrænding synes måske ikke så stor, men man må tænke på, at resultaterne er vægtede, og at stenkul er en ressource, som er tilgængelig i langt større mængder og med væsentlig længere forsyningshorisont end olie og naturgas. Målt i faktuelle mængder, f.eks. tons, er den fortrængte mængde olie og naturgas mindre end kulmængden. Olie- og naturgasforbruget skyldes især tabet af plastressourcen ved forbrænding. Med hensyn til affaldsmængden synes affaldsforbrænding mest favorabel, da der fortrænges en stor mængde volumenaffald fra stenkulsproduktion.

Resultaterne er sammenlignet med deponi, hvilket illustrerer situationen, at plasten ikke blev genvundet hverken som materiale eller som energi. Dette illustrerer, hvor stor fordel en er ved genvinding eller affaldsforbrænding, men deponi af plast er urealistisk i Danmark.

Figur 11 viser resultatet af miljøvurderingerne opdelt i materialer, transport, bortskaffelse og undgået produktion. Materialefasen dækker produktion af primær PE plast. Undgået produktion ved genvinding er primær PE plast og en mindre mængde energi ved forbrænding af produktionsaffald. Ved affaldsforbrænding omfatter undgået produktion udelukkende energi.

Figur 11 viser, at der er et væsentligt bidrag fra undgået produktion for henholdsvis genvinding og forbrænding. Med hensyn til affaldsforbrændingen synes bidraget fra den undgåede energiproduktion at være større end bidraget fra selve forbrændingen af plastemballagen. Dette skyldes, at energien som fortrænges for en stor del udspringer af kul, som giver et væsentligt bidrag til især forsuring, men også til CO₂. Dette betyder også, at jo mere "grøn" den danske energiproduktion bliver, f.eks. som følge af regeringens handlingsplan Energi 21, jo mindre bliver bidraget fra den fortrængte energi, og jo mindre kan det følgelig svare sig at affaldsforbrænde set fra et rent miljømæssigt synspunkt, se kapitel 7.

Transportens andel ses at være meget lille for genvinding og affaldsforbrænding i Danmark.

Figur 12 viser tilsvarende Figur 11 resultatet af ressourcevurderingerne opdelt i materialer, transport, bortskaffelse og undgået produktion. Der knytter sig nogenlunde samme kommentarer hertil, dog tilføjes der ikke andre ressourcer til affaldsforbrændingen (bortskaffelse under "Forbrænding") end dem, som ligger bundet i materialet.

5.1.2 Genvinding, 100%, i Kina

5.1.2.1 Scenarie

Der tages udgangspunkt i scenariet Figur 6, men transporten fra sorteringscentral til genvinding i Kina antages at ske med 400 km lastbil, 16000 km containerskib og 500 km tog. Denne transport omfatter kørsel fra "midt i Danmark" til Hamborg, sejlads med containerskib til Kina og transport med tog til genvindingsvirksomhed i Kina. Sidstnævnte antagelse er et rent gæt.

For lastbil og skib er benyttet opdaterede data (se afsnit 4.3), men for togtransport i Kina er benyttet de ældre data i UMIP databasen, da denne togtransport antages at ske med ældre teknologi.

Der findes kun sparsomme oplysninger om genvindingsteknologi i Kina. Sammenlignet med Danmark er den præget af brug af manuelt arbejde fremfor maskiner til sortering, hvilket giver mindre miljøbelastning, og brug af ældre teknologi til ekstrudering og pelletering, hvilket giver større miljøbelastning. Der er set eksempler på, at opvarmning til nedsmeltning af plasten sker ved kulfyring frem for el (Christensen, 2000).

Det er valgt at gå ud fra data for genvinding i Danmark, men det danske elscenarie er erstattet med ren kulbaseret elproduktion. Dette antages at være rimeligt repræsentativt for, at elproduktionen i Kina er overvejende, dvs. 74 % kulbaseret (IEA, 2000), og at opvarmning kan ske ved kulfyring med et ovntab, som antageligt svarer til tabet ved elproduktion. Endelig antages produktionsaffald at blive deponeret fremfor affaldsforbrændt. Det er dog uvist, om plast produktionsaffaldet bruges til en eller anden form for energiudnyttelse.

Der er benyttet samme lødighedstab som for genvinding i Danmark, da der nok ikke er belæg for at antage, at kvaliteten af det recirkulerede produkt er påviseligt ringere i Kina end i Danmark.

Arbejds miljøforhold i Kina er ikke vurderet.

5.1.2.2 Resultatdiskussion

I modsætning til transport ved genvinding i Danmark ses transporten til genvinding i Kina at betyde noget.

Transporten til Kina medfører især øget forsuring og nærings saltbelastning. Umiddelbart kan det se ud som om, at de samlede miljøeffekter ved genvinding i Kina er på niveau med de samlede miljøbelastninger ved affaldsforbrænding i Danmark, se Figur 8. Størrelsesordenen af den øgede forsuring og nærings saltbelastning tillige med fotokemisk ozondannelse er dog diskutabel, da den for en stor del finder sted over åbent hav, hvor de miljømæssige effekter er mindre end i kystnære områder.

Bidraget til drivhuseffekten og forbruget af brændselsressourcer har en mere beskedent øgning end ovennævnte effekter, dvs. størrelsesorden 30 %, hvilket ikke er negligebelt. Noget af øgningen kan tilskrives, at produktionsaffald ikke affaldsforbrændes.

Mængden af farligt affald ser ud til at være væsentligt øget, hvilket kan tilskrives raffineringen af fuelolie til skibstransporten og mindre undgået produktion fra affaldsforbrænding. Mængden af farligt affald er dog meget usikker.

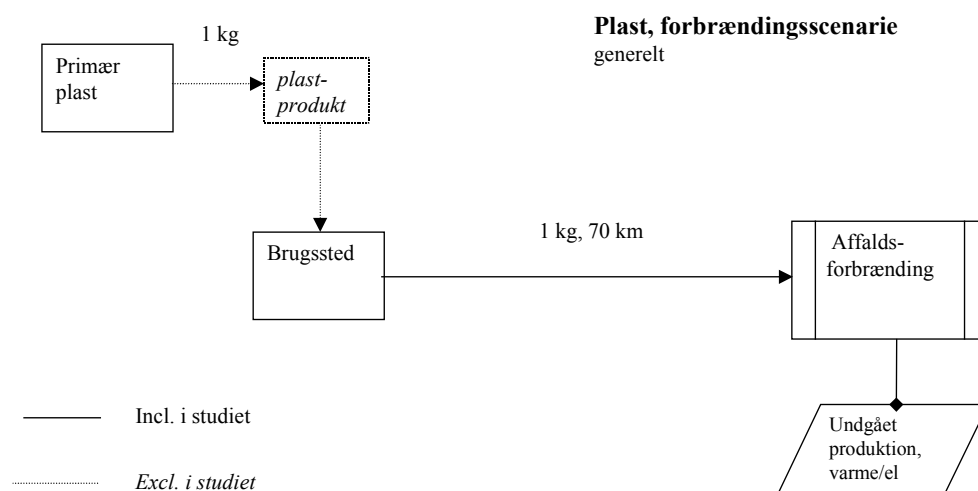
Af Figur 11 kan det se ud, som om bortskaffelsesfasen i Kina har en mindre miljøbelastning i Kina end i Danmark. Dette skyldes, at der ikke finder affaldsforbrænding af produktionsaffald sted med tilhørende forurening, men det mere end opvejes til gengæld af en mindre undgået produktion fra affaldsforbrænding og en større mængde volumen affald. Af figuren ses også, at transporten til Kina vejer tungere end bortskaffelsen, med de forbehold der er nævnt for effekternes størrelsesorden over åbent hav.

Af Figur 12 ses det, at ressourceforbruget til transporten til Kina er beskedent sammenlignet med scenariernes øvrige ressourceforbrug, og dette er medvirkende til, at transport til Kina er økonomisk rentabel.

5.1.3 Affaldsforbrænding

5.1.3.1 Scenarie

Figur 7 viser scenariet for affaldsforbrænding af plastaffald i Danmark. Scenariet er generelt gyldigt for transportemballage og husholdningsaffald.



Figur 7 Scenarie for affaldsforbrænding af plastemballage

Afhentning fra brugssted (1 kg, 70 km) sker med 24 t komprimatorvogn.

Beregning af den undgåede produktion ved affaldsforbrænding er beskrevet i afsnit 4.6.

5.1.3.2 Resultatdiskussion

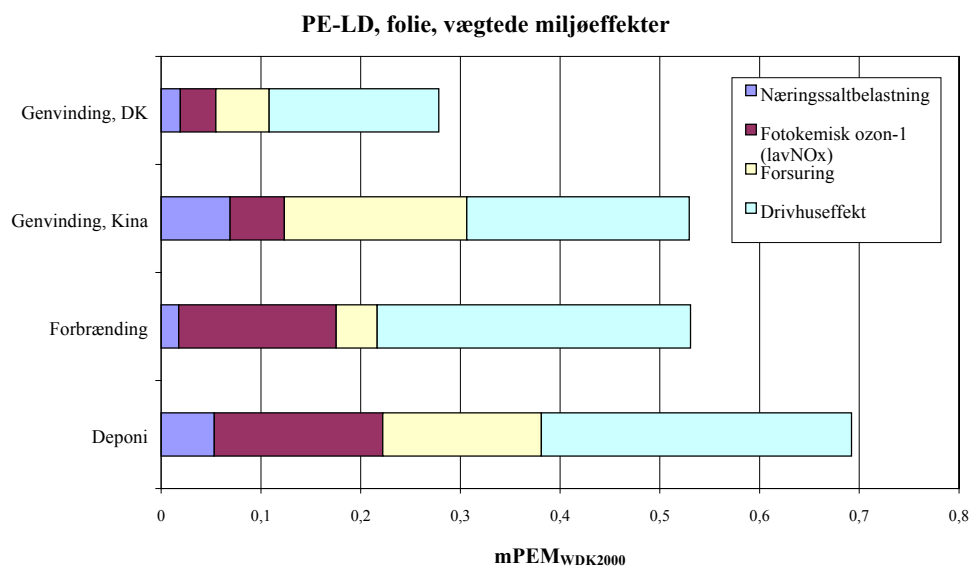
Resultaterne for affaldsforbrænding er diskuteret sammen med genvinding i afsnit 5.1.1.2.

I direkte relation til resultaterne for affaldsforbrænding er der yderligere nogle væsentlige bemærkninger:

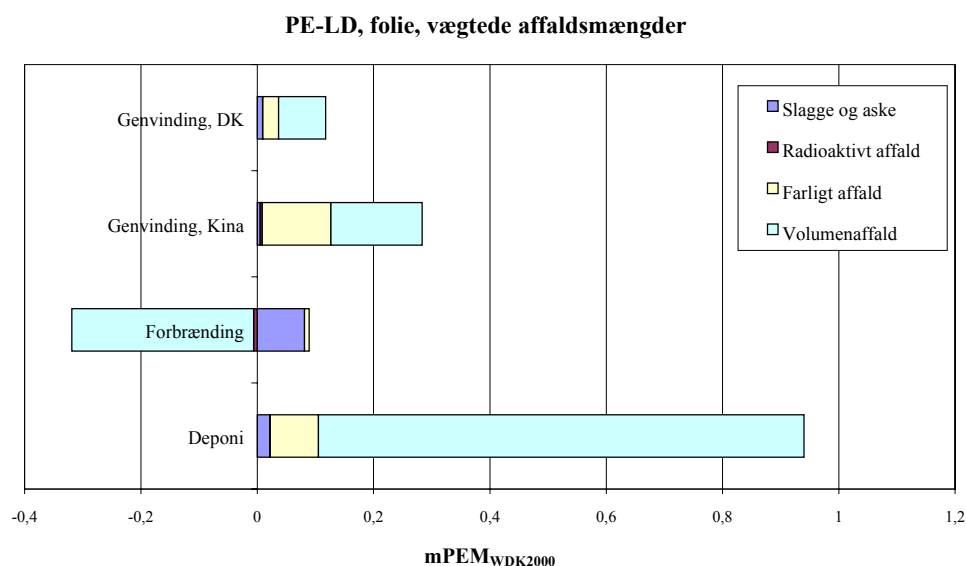
Stratosfærisk ozonnedbrydning er udeladt som beskrevet i afsnit 3.5.3. Der har mod forventning vist sig et væsentligt negativt bidrag til denne effekt, der kan tilskrives brug af trichlorethan i den fortrængte elproduktion. Dette diskuteres i kapitel 7.

Som nævnt i afsnit 3.5.3 er der ikke præsenteret data for toksicitet, da disse er for usikre. Således har det ikke i særlig høj grad været muligt at vurdere toksicitet af primær plastproduktion og affaldsforbrænding, hvorimod der er angivet en lang række toksiske udledninger for de energiscenarier som fortrænges, hvilket giver et urealistisk negativt toksicitetsbidrag for affaldsforbrænding.

5.1.4 Resultater

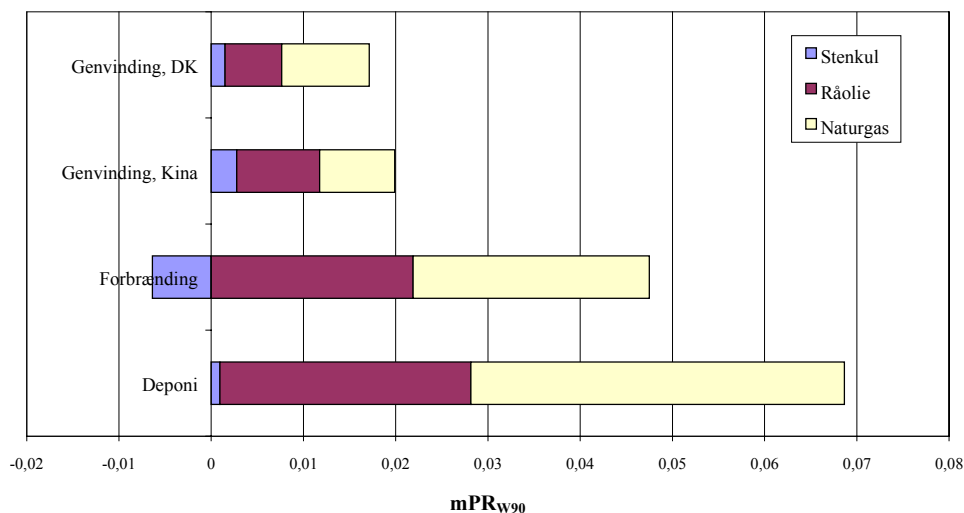


Figur 8 Samlede resultater for miljøvurdering af 4 scenarier for PE-LD transportfolie. Resultatet for Genvinding, Kina skal tages med forbehold, se resultatdiskussion.

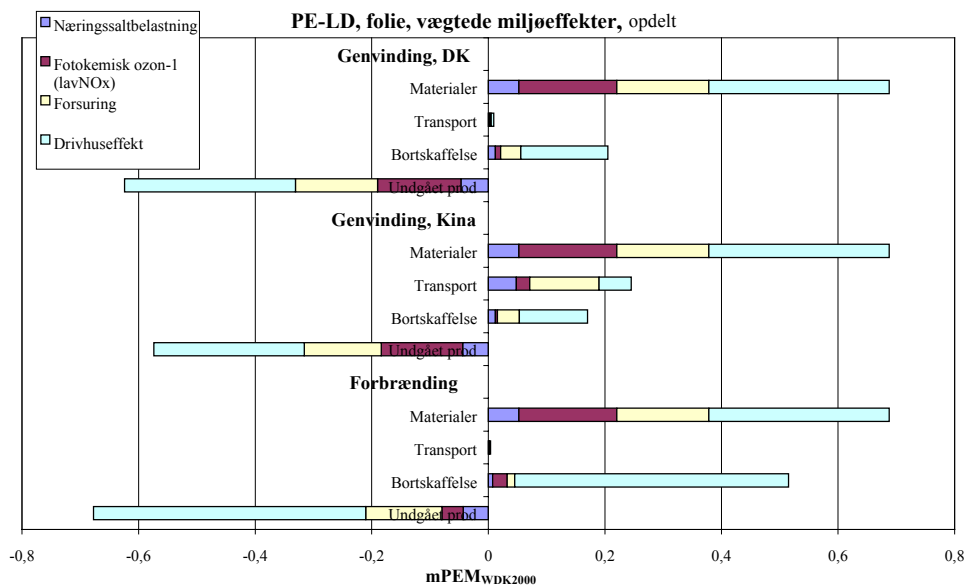


Figur 9 Samlede resultater for affaldsvurdering af 4 scenarier for PE-LD transportfolie.

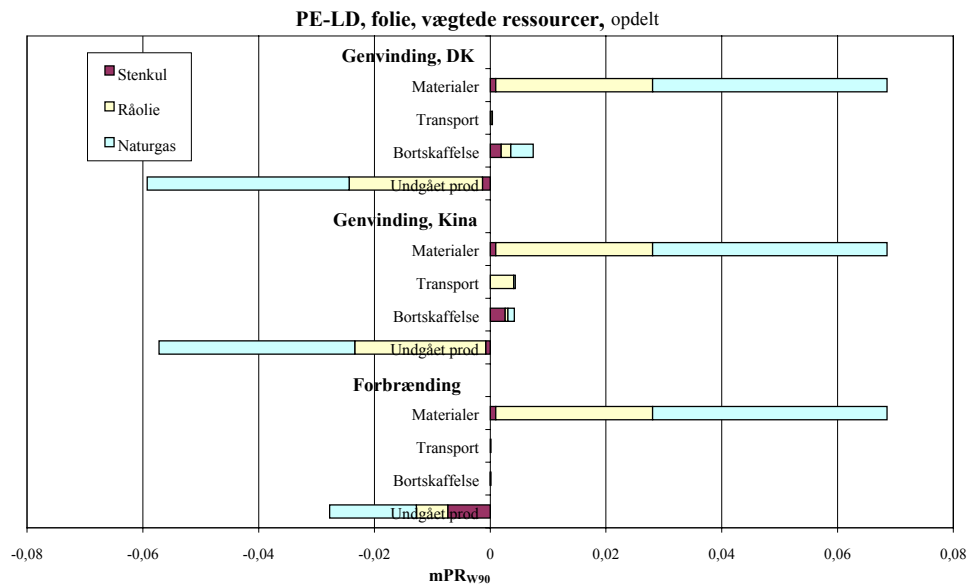
PE-LD, folie, vægtede ressourcer



Figur 10 Samlede resultater for ressourcevurdering af 4 scenarier for PE-LD transportfolie.



Figur 11 Opdelte resultater for miljøvurdering af 3 scenarier for PE-LD transportfolie. Resultatet for Genvinding, Kina skal tages med forbehold, se resultatdiskussion.



Figur 12 Opdelte resultater for ressourcevurdering af 3 scenarier for PE-LD transportfolie.

5.2 HD-PE kasser

Den sammenlignende resultatpræsentation for genvinding og affaldsforbrænding findes i afsnit 5.2.2, hvori også indgår sammenligning med deponi. Scenarierne og resultaterne af LCA vurderingerne er beskrevet i afsnit 5.2.1.

5.2.1 Regranulering vs. genvinding og forbrænding

5.2.1.1 Scenarier

Som i afsnit 5.1 er scenarierne for hypotetisk 100 % indsamling til genvinding henholdsvis affaldsforbrænding.

Scenariet for regranulering er i princippet som scenariet vist i Figur 6, der er regnet med et produktionstab på 3 % i forhold til den indsamlede mængde målt som ren plast. Derfor bliver *den producerede mængde genvundet plast 0,97 kg per kg indsamlet plast, ren.*

Transport direkte fra brugssted til genvinding (rute h) er sandsynligvis udbredt, men grundet den lille betydning af transport er gennemsnitsscenarioet for indsamling af transportemballage anvendt.

Scenariet for genvinding er som vist i Figur 6 og scenariet for forbrænding er som vist i Figur 7.

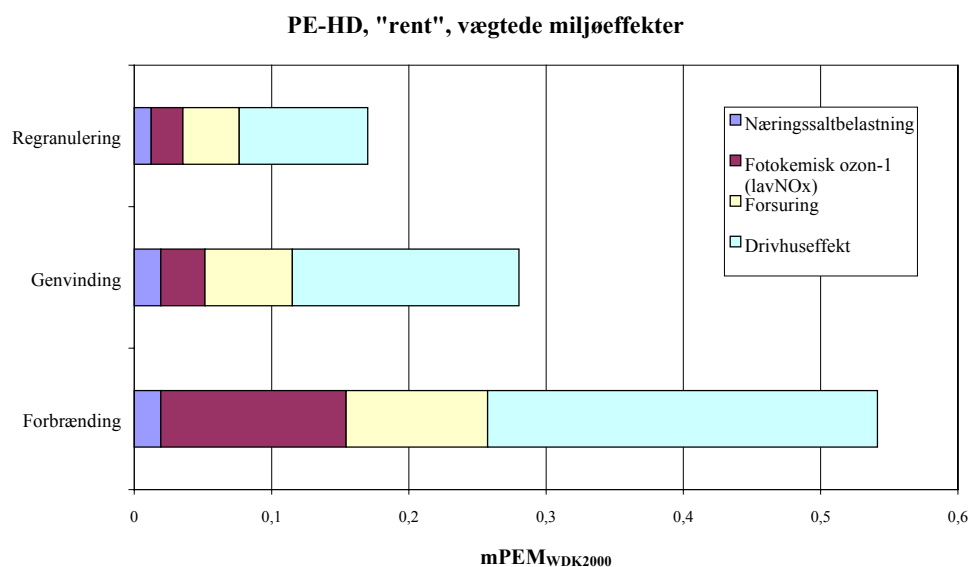
5.2.1.2 Resultatdiskussion

De samlede resultater af miljøeffekt vurderingerne, hvor alle faser er lagt sammen, er vist i Figur 13. Figur 14 viser de samlede resultater for ressourcer.

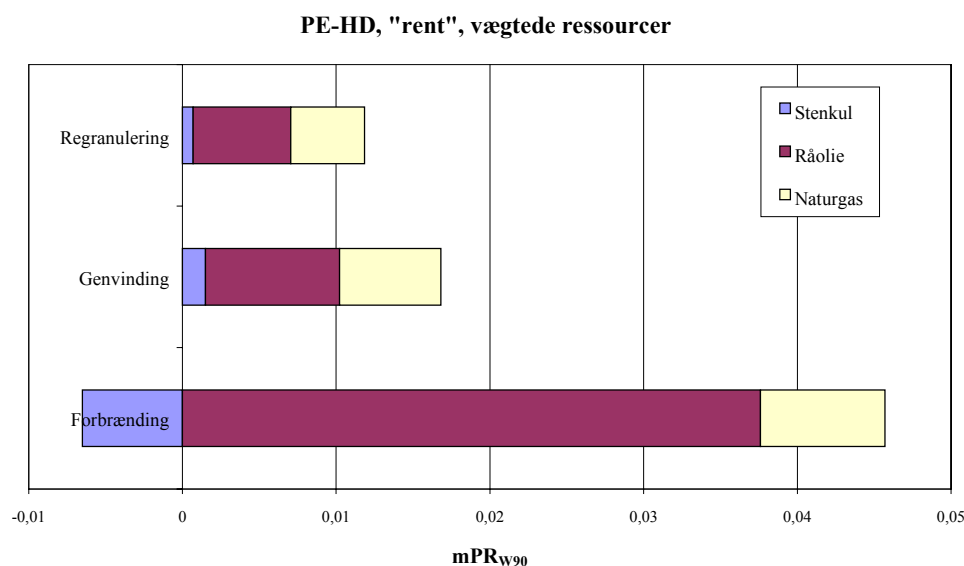
Der knytter sig samme kommentarer til genvinding vs. affaldsforbrænding som i afsnit 5.1.1.2. Af figurene ses, at det er en absolut fordel at regranulere frem for at omsmelte og pelletere, men regranulering er kun mulig for produkter med en hvis godstykkelse. Sammenlignet med affaldsforbrænding er fordelene markante.

En stor del af miljøbelastningen og ressourceforbruget til regranulering skyldes vaskeprocessen, som kan ligge hos brugeren, som leverer skrottet eller hos genvindingsvirksomheden. Det kan diskuteres, om denne vaskeproces kan undværes for nogle typer produkter, men det er vigtigt, at skrottet er rent før granulering, dvs. fri for labels, lim, lak, fedt o.lign., da dette ellers kan medføre et lødighedstab af det genvundne produkt, se afsnit 3.3.6, som er større end det her antagede 10 %.

5.2.2 Resultater



Figur 13 Samlede resultater for miljøvurdering af 3 scenarier for PE-HD transportkasser



Figur 14 Samlede resultater for ressourcevurdering af 3 scenarier for PE-HD transportkasser

6 Husholdningsemballage flasker, dunke og bøtter

Dette kapitel beskriver LCA vurdering af de husholdningsemballager, som blev udpeget i afsnit 2.3, og som det måske er relevant at genvinde, idet projektets fokus med hensyn til husholdningsemballage er plastflasker og dunke og heri indregnet bøtter. ”Måske relevant” betyder i denne forbindelse, at potentialet er interessant, men at der kan være tekniske problemer med genvindingen, fordi emballagen indeholder rester af det emballerede produkt, som typisk er levnedsmidler. Levnedsmidler indeholder organisk materiale, som medfører COD belastning på et renseanlæg, men som omvendt giver et energibidrag ved affaldsforbrænding.

Plastflasker/dunke og bøtter fra husholdninger drejer sig især om materialerne HD-PE og PP. Der er også en mindre mængde PET flasker fra husholdninger, men disse er ikke medtaget, enten fordi det er kemikalieflasker, som man ikke er interesseret i at modtage til genvinding, eller fordi der er tale om f.eks. ciderflasker, der nemt vil kunne indsamles og genvindes sammen med udtjente PET returflasker.

Resultaterne er præsenteret i grafer, og værdierne for disse grafer er vist i bilag E.

Spørgsmålene, som LCA vurderingerne skal besvare i dette kapitel, er:

- restindhold i emballage målt som COD, som kan tolereres ved genvinding frem for forbrænding
- miljøfordele som følge af øget indsamlingseffektivitet ()

De indkøbte HD-PE emballager var efter brug ret rene, dvs. havde et beskedent restindhold med meget lav COD. Disse emballager er derfor fundet egnede til at belyse indsamlingseffektiviteten, fordi man således ikke får blandet COD problematikken ind i dette. COD i forhold til indsamlingseffektivitet af indsamlingsordningerne er dog diskuteret i kapitel 7. Fremstilling og genvinding af PE og PP minder meget om hinanden, og konklusionerne for PE kan derfor umiddelbart overføres til PP emballage.

De undersøgte PP emballager havde efter brug et større eller mindre restindhold af COD. Derfor er disse emballager benyttet til at belyse COD problematikken. Igen fordi PE og PP minder meget om hinanden, vil konklusionerne umiddelbart kunne overføres til COD-holdig PE emballage.

At HD-PE emballagerne efter brug var ret rene og PP emballagen mere eller mindre snavset, er nok et tilfælde som følge af netop de varer, der blev købt ind.

6.1 PP med COD

Spørgsmålet, som LCA vurderingen skal svare på i dette afsnit, er, hvordan genvinding forholder sig i forhold til affaldsforbrænding for forskellige grader af COD restindhold i emballagerne.

Som grundlag er benyttet de i afsnit 4.4 beskrevne forsøg med rengøring af emballager og beregning af vandopvarmning, spildevandsrensning eller alternativt affaldsforbrænding.

Der er valgt 3 grader af COD: lav, middel og høj, som sammenlignes med den rene emballage, dvs. uden COD. Sammenligningen er vist for 100 % genvinding og 100 % affaldsforbrænding. Disse indsamlingseffektiviteter er i praksis hypotetiske, men tjener altså her til sammenligning.

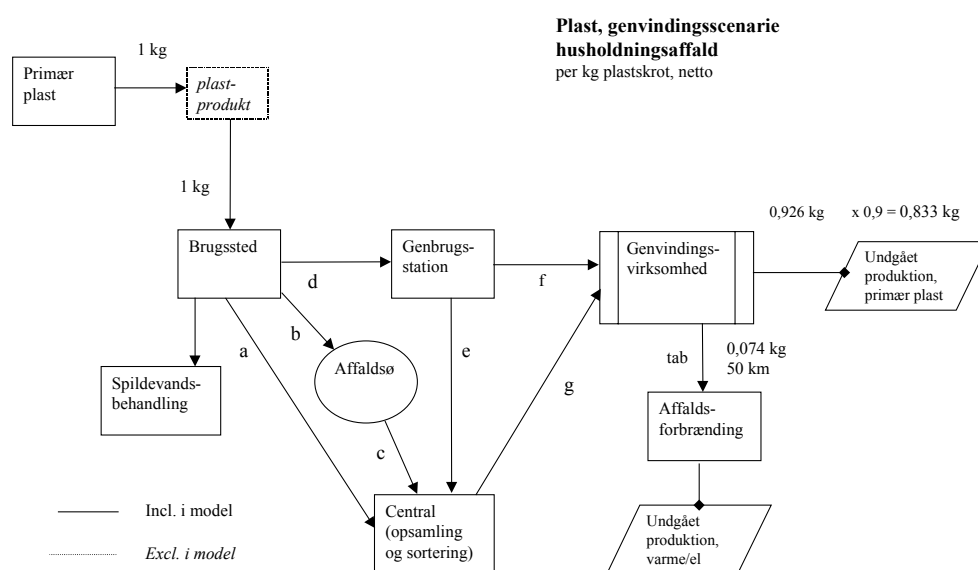
Det skal fremhæves, at fremstillingen af de fødevarer, som udgør resterne, ikke er medregnet, da denne restmængde er den samme og går tabt, uanset om emballagen genvindes eller forbrændes. Selvom resultaterne viser, at det kan være en fordel at affaldsforbrænde emballage med en rest af fødevarer, skal dette ikke forstås således, at det kan svare sig at producere udnyttelige fødevarer til forbrænding.

Den sammenlignende resultatpræsentation for genvinding og affaldsforbrænding findes i afsnit 6.1.3. Scenariene og resultaterne af LCA vurderingerne er beskrevet i afsnit 6.1.1 og 6.1.2.

6.1.1 Genvinding af COD-holdig PP

6.1.1.1 Scenarie

Figur 15 viser scenariet for genvinding af plast husholdningsaffald flasker/dunke/bøtter, som rengøres før indsamling til genvinding.



Figur 15 Scenarie for genvinding af husholdningsaffald med COD

Transportafstande og mængder er opsummeret fra afsnit 4.2.2 og 4.3:

- a) 0,375 kg, 80 km afhentet med 24 t komprimatorvogn eller lign.
- b) 0,375 kg, bragt, transport regnes ikke
- c) 0,375 kg, 50 km med 11 t ladvogn eller lign.
- d) 0,25 kg, 5 km bragt med personbil
- e) 0,25 kg, 25 km med 11 t ladvogn eller lign.
- f) Der regnes ikke med denne mulighed
- g) 1 kg, 150 km med 40-48 t lastbil

Muligheden f) praktiseres muligvis, men nok mest for folier og ikke så meget for flasker/dunke. Betydningen heraf er blot, at dette gør miljøbelastningen fra indsamlingsscenarioet lidt mindre, som diskuteret i afsnit 4.2.2.

Da der er et produktionstab på 7,4 % i forhold til den indsamlede mængde målt som ren plast bliver den producerede mængde genvundet plast 0,926 kg per kg indsamlet plast, ren. Mængden af indsamlet plastaffald kan være større end 1 kg, men da skrottet antages rengjort før indsamling til genvinding, er mængden heraf beskeden.

Der regnes med et lødighedstab på 10 %, se afsnit 3.3.6.1, og derfor bliver den undgåede produktion af primær plast 0,833 kg (0,9 x 0,926 kg).

Rengøringsforsøget omtalt i afsnit 4.4 er overvejende udført i varmt vand (ca. 40 °C). Da usikkerheden på det nødvendige vandforbrug er stor, er beregningerne også foretaget for koldt vand (se bilag D), uanset om det overhovedet vil være muligt at rengøre emballagerne i koldt vand. Usikkerhederne omkring rengøringsforsøget er diskuteret i kapitel 7.

6.1.1.2 Resultatdiskussion, genvinding vs. affaldsforbrænding

Resultaterne for genvinding er sammenlignet med affaldsforbrænding, og det er derfor mest naturligt at diskutere resultaterne for affaldsforbrænding her, sammen med resultaterne for genvinding. Resultater, som er specifikt relateret til affaldsforbrænding, vil dog blive diskuteret i afsnit 6.1.2.2.

De samlede resultater af miljøeffekt vurderingerne, hvor alle faser er lagt sammen, er vist i Figur 16 for rengøring i varmt vand og i Figur 19 for rengøring i koldt vand. Figur 17 og Figur 20 viser de samlede resultater for affald ved vask i varmt og koldt vand. Figur 18 og Figur 21 viser de samlede resultater for ressourcer ved vask i varmt og koldt vand. Der knytter sig samme generelle bemærkninger til de viste effekter som i afsnit 5.1.1.2.

Hvis en genvindingsvirksomhed skal rengøre emballagerne, vil dette antageligt ske i koldt vand, og beregningerne herfor vil derfor også gælde rensning på en genvindingsvirksomhed, også selvom genvindingsvirksomheden benytter en mindre vand end husholdningerne, da det er opvarmningen af vandet og ikke selve forbruget, der er afgørende.

Vurderingen af resultaterne er foretaget ud fra de samlede resultater, dvs. summen af de enkelte effekter. Vurderingerne kan derfor specifikt afhænge af, hvilken effekttype man ser på. Bemærk yderligere, at for affaldsforbrænding er der et negativt bidrag for affald og ressourcer, som skal trækkes fra det positive bidrag. Det negative bidrag skyldes netto fortrængning af volumenaffald fra den fortrængte energiproduktion. Resultaterne er opsummeret i Tabel 8.

Resultaterne viser, at genvinding er en fordel for ren plast, tilsvarende resultaterne i afsnit 5.1. Genvinding og affaldsforbrænding er dog nogenlunde lige med hensyn til affaldsmængder.

For plastemballager med COD er genvinding en fordel for emballager med lav COD, som rengøres i koldt vand. Rengøres de i varmt vand, er genvinding ikke en fordel med hensyn til miljøeffekter og affaldsmængder, men er fordelagtigt ud fra et resourcesynspunkt.

For emballager med middel COD er genvinding ikke fordelagtig med hensyn til miljøeffekter og affaldsmængder, uanset om der vaskes i varmt eller koldt vand, men genvinding er fordelagtigt med hensyn til ressourcer.

For emballager med høj COD er genvinding ikke fordelagtig, uanset om der vaskes i varmt eller koldt vand. For vask i koldt vand er genvinding og affaldsforbrænding dog nogenlunde lige med hensyn til ressourcer.

Tabel 8 Opsummering af resultater, COD. Genvinding i forhold til affaldsforbrænding.

COD indhold	Vask	Miljø	Affald	Ressourcer
Ingen (ren)	Koldt	+	0	+
Ingen (ren)	Varmt	+	0	+
Lav	Koldt	+	0	+
Lav	Varmt	-	-	+
Middel	Koldt	-	-	+
Middel	Varmt	-	-	+
Høj	Koldt	-	-	0
Høj	Varmt	-	-	-

6.1.2 Affaldsforbrænding af COD-holdig PP

6.1.2.1 Scenarie

Scenariet for forbrænding er som vist i Figur 7. Restindholdet følger emballagen til forbrændingen.

6.1.2.2 Resultatdiskussion

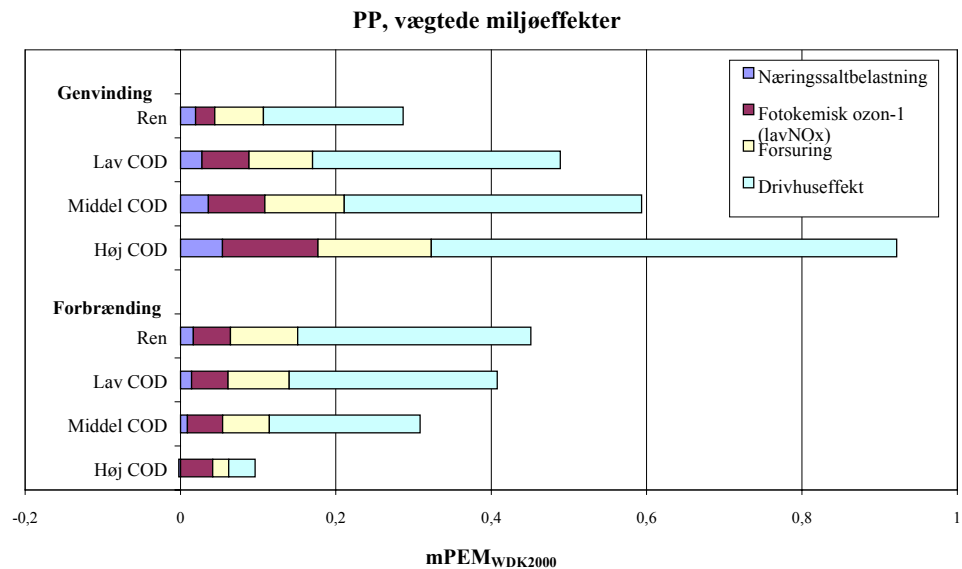
Resultaterne for affaldsforbrænding er diskuteret sammen med genvinding i afsnit 6.1.1.2.

Emballager, som sendes til affaldsforbrænding er ikke rengjorte, og rengøring gælder kun emballager, der indsamles til genvinding. Derfor er resultaterne for affaldsforbrænding præcis ens i figurene for rengøring i varmt henholdsvis koldt vand.

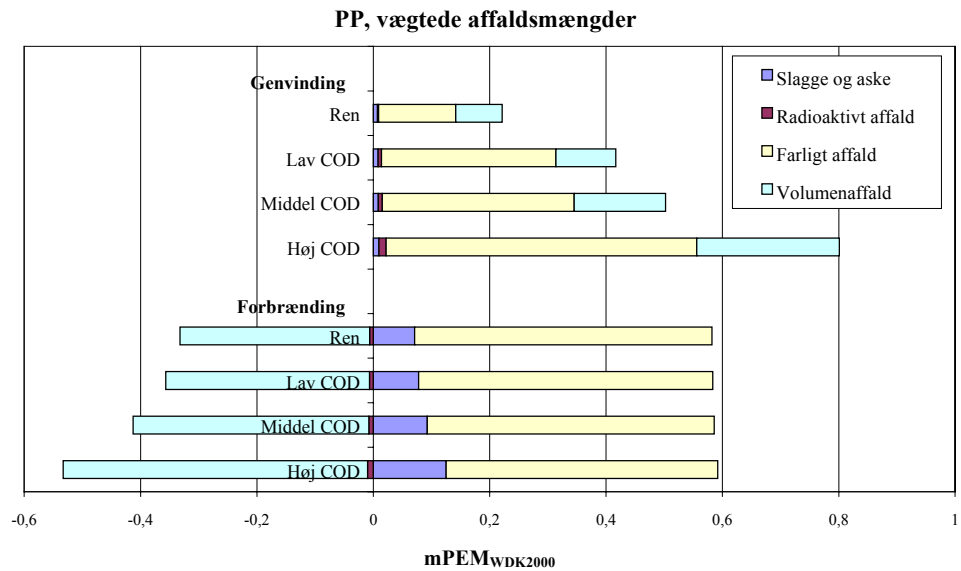
Tilsvarende resultaterne i 5.1.3 er et væsentligt negativt bidrag til stratosfærisk ozonnedbrydning udeladt, som beskrevet i afsnit 3.5.3.

Især med hensyn til miljøeffekter og affaldsmængder ses bidragene fra affaldsforbrænding at blive mindre med stigende COD. Dette skyldes, at emballagernes restindhold, som forårsager COD, bidrager til forbrændingen og dermed til fortrængning af anden energi. CO₂ fra forbrænding af restprodukterne er regnet neutral, da restprodukterne kan antages at oprinde fra biomasse.

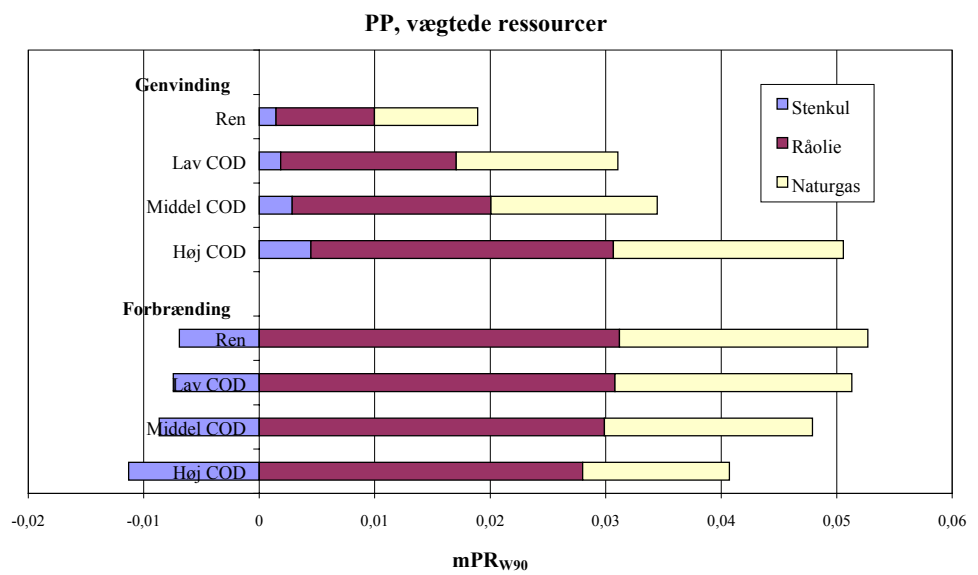
6.1.3 Resultater, vask i varmt vand



Figur 16 Samlede resultater for miljøvurdering af scenarier for COD-holdig PP husholdningsemballage. Rengøring før genvinding er sket i varmt vand.

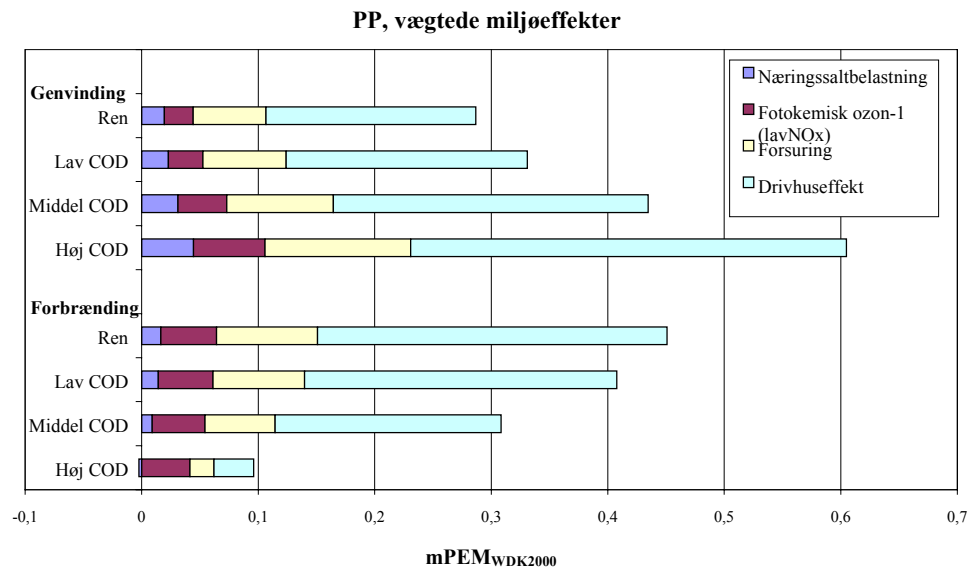


Figur 17 Samlede resultater for affaldsvurdering af scenarier for COD-holdig PP husholdningsemballage. Rengøring for genvinding er sket i varmt vand.

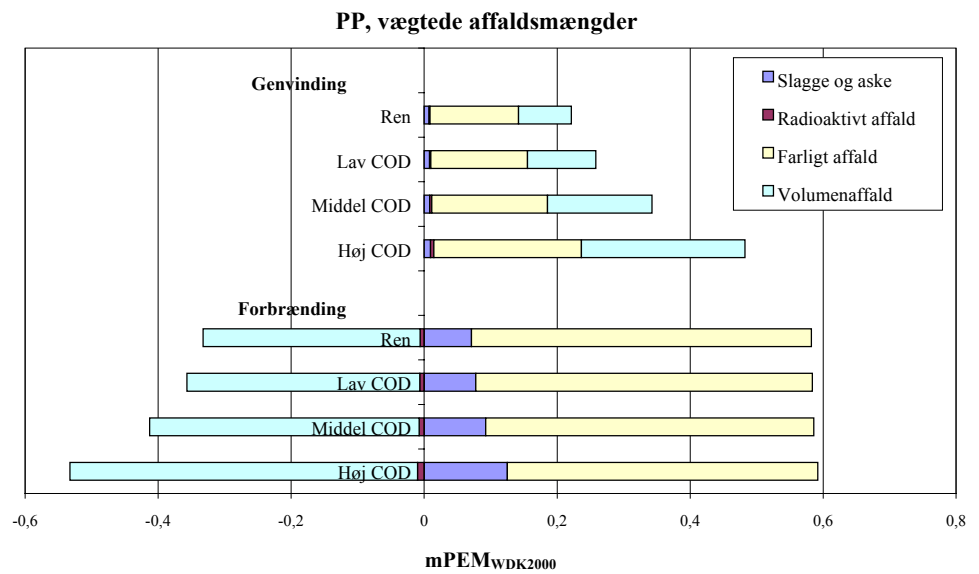


Figur 18 Samlede resultater for ressourcevurdering af scenarier for COD-holdig PP husholdningsemballage. Rengøring for genvinding er sket i varmt vand.

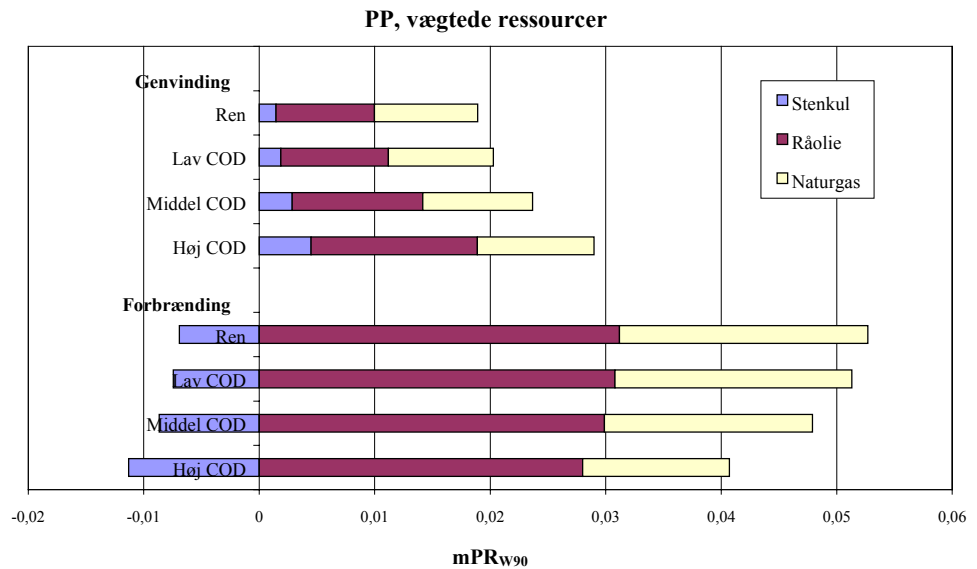
6.1.4 Resultater, vask i koldt vand



Figur 19 Samlede resultater for miljøvurdering af scenarier for COD- holdig PP husholdningsemballage. Rengøring for genvinding er sket i koldt vand.



Figur 20 Samlede resultater for affaldsvurdering af scenarier for COD-holdig PP husholdningsemballage. Rengøring for genvinding er sket i koldt vand.



Figur 21 Samlede resultater for ressourcevurdering af scenarier for COD-holdig PP husholdningsemballage. Rengøring for genvinding er sket i koldt vand.

6.2 Indsamlingseffektivitet af HD-PE

HD-PE flasker/dunke anvendes typisk til rengøringsmidler ("Ajax"), eddike og mælk. Selvom mælkedunkene efter brug forekommer ret rene, kan de selv efter rengøring give anledning til problemer med udvikling af råd og stærkt ubehagelig lugt i dunkene, men set fra et teknologisk synspunkt er de ret rene. HD-PE er derfor valgt til at sammenligne hente- og bringeordninger for emballager uden COD. Problematikken med COD er diskuteret i kapitel 7.

Den sammenlignende resultatpræsentation for forskellige indsamlingseffektiviteter som kan illustrere en hente- og bringeordning findes i afsnit 6.2.2. Scenarierne og resultaterne af LCA vurderingerne er beskrevet i afsnit 6.2.1.

6.2.1 Forskellig indsamlingseffektivitet

6.2.1.1 Scenarier

Som diskuteret i afsnit 4.2.3 er bringeordning repræsenteret ved 25 % og 40 % indsamlingseffektivitet og henteordning ved 50 % og 60 % indsamlingseffektivitet. Alt ikke indsamlet materiale affaldsforbrændes.

For at give en forståelse for hvor bringe- og henteordningen ligger absolut set, indgår også 100 % genvinding og 100 % affaldsforbrænding i sammenligningen.

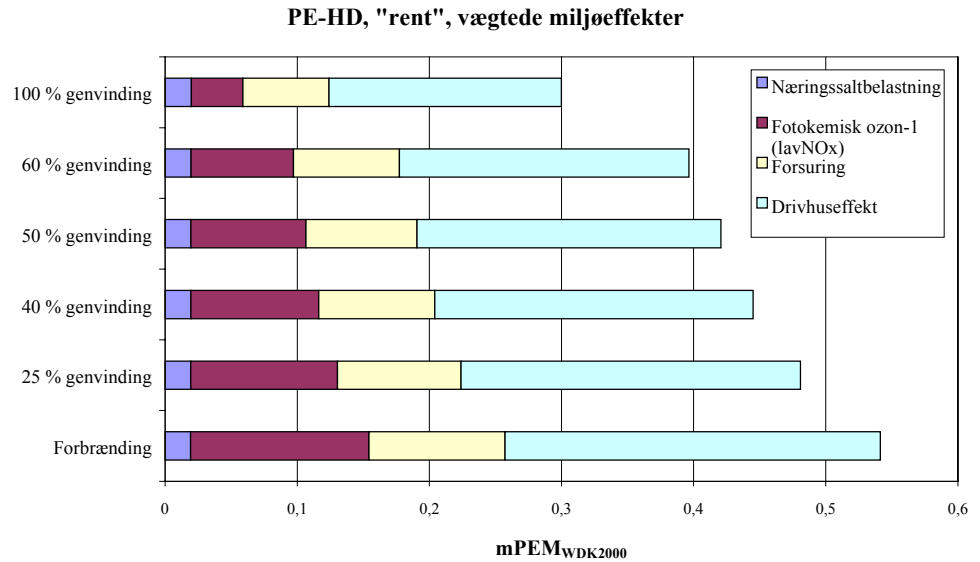
Indsamlingsscenarioet følger afsnit 4.2.2 og 6.1.1.1. Bringeorrdningen følger rute b, c og d, e til sorteringscentralen, se Figur 15, hvorimod henteordningen følger rute a. Da der ikke antages at være stor forskel på miljøbelastningen fra de forskellige indsamlingsmåder, og da transport i forbindelse med indsamling samlet set betyder meget lidt, er der benyttet samme gennemsnitsscenario for de to indsamlingsmåder.

6.2.1.2 Resultatdiskussion

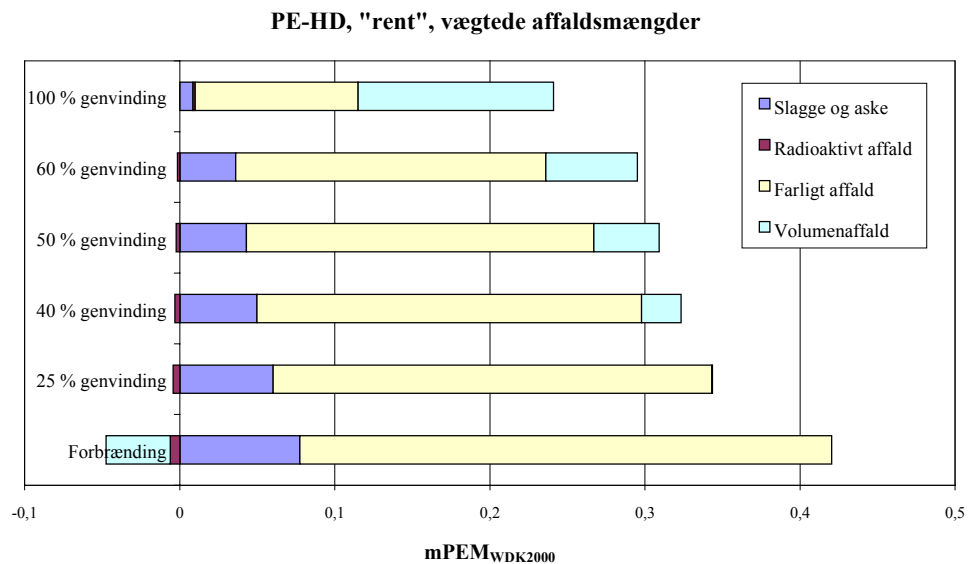
Resultaterne ses ikke overraskende at blive dårligere med faldende indsamlingseffektivitet, og der synes at være en vis linearitet. For miljøeffekter og ressourcer forringes resultatet med ca. 8 % for 10 % fald i indsamlingseffektiviteten, og for affaldsmængderne er faldet

ca. 12 % for 10 % fald i indsamlingseffektivitet. Disse nøgletal kan eventuelt indgå i en økonomisk vurdering af valget mellem de to indsamlingssystemer. Som diskuteret i kapitel 7 bør man yderligere ikke tilstræbe for høj en indsamlingseffektivitet, for ikke at få en negativ effekt fra meget COD-holdige emballager.

6.2.2 Resultater

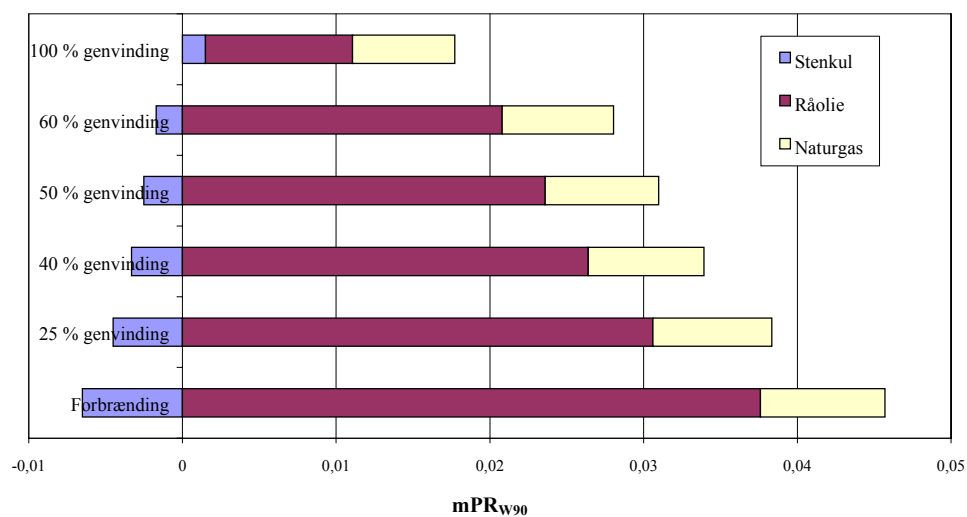


Figur 22 Samlede resultater for miljøvurdering af scenarier for indsamlingseffektivitet af husholdningsemballage



Figur 23 Samlede resultater for affaldsmængder af scenarier for indsamlingseffektivitet af husholdningsemballage

PE-HD, "rent", vægtede ressourcer



Figur 24 Samlede resultater for ressourcevurdering af scenarier for indsamlingseffektivitet af husholdningsemballage

7 Fortolkning

Fortolkningen omfatter ifølge (ISO, 1998) følsomhedsvurdering, herunder vurdering af datakvalitet, usikkerhedsvurdering og begrænsninger i fortolkning af resultater som følge af følsomheds- og usikkerhedsvurderingen. Endelig er konklusioner og anbefalinger også en del af fortolkningen, men dette er her bragt særskilt i kapitel 8. Resultaterne er præsenteret i grafer, og værdierne for disse grafer er vist i bilag E.

7.1 Følsomhedsvurdering

I de foregående kapitler er følgende områder/antagelser udpeget til følsomhedsvurdering:

- Energiscenarier – f.eks. marginal el og fremskrivning til ”Energi 2012”
- Valg af scenarie for energifortrængning
- Udeladelse af undgået ozonnedbrydning ved energifortrængning fra affaldsforbrænding
- COD og indsamlingseffektivitet

7.1.1 Valg af energiscenarie og fortrængt energi

Valg af energiscenarie har altid betydning i systemer, der forbruger eller fortrænger energi, og hvor energi er en betydende faktor, således som tilfældet er for plastens fremstilling og bortskaffelse ved genvinding eller affaldsforbrænding.

I afsnit 3.4.2 blev der redegjort for valg af stedspecifikke gennemsnitlige energiscenarier i dette studie, hvor der er valgt dansk gennemsnit el og varme 1997 (DK97 i de følgende figurer) for genvinding og forbrænding (Energi E2, 2001). Varmen er kraftvarme eller varme fra centrale elværker. El forbruges ved genvinding. El og varme fortrænges ved affaldsforbrænding.

Med hensyn til plastfremstilling er data for elforbrug integreret i de benyttede plastdata (Boustead, 1999) og er derfor ikke byttet ud med andre data; men det vides, at der er benyttet gennemsnit af stedspecifik el for de lande, hvori plasten er fremstillet. Elforbruget udgør en mindre del af energiforbruget i forhold til termisk energi.

Da studiets resultater er følsomme overfor valg af energiscenarier, er beregning og diskussion af andre scenarier ønskelig. Her vil blive diskuteret:

- marginal el/varme i stedet for stedspecifik
- fremtidig stedspecifik el/varme, ”DK 2012”
- fortrængning af fyring med olie/naturgas i stedet for varme fra elværker

7.1.1.1 Marginal el/varme

Ved valg af marginal, også kaldet mest følsomme leverandør (se afsnit 3.4.2), er den såkaldte langtidsmarginal som regel mest relevant, dvs. i forbindelse med dette studie den påvirkning (øget forbrug eller fortrængning), der på sigt vil føre til opførelse eller nedtagning af kraftværker. Valg af marginal er i sig selv usikker og bygger på økonomiske kriterier og vurdering af begrænsninger i leverancen (Weidema et.al., 1999). I (Weidema et.al., 1999) er der argumenteret for, at naturgas er den mest sandsynlige marginal for el og kraftvarme i Danmark, produceret på et moderne combined cycle anlæg (ngas CC i de følgende figurer). Kul regnes ikke for at være en realistisk marginal i Danmark p.t. af politiske årsager, selvom kul forsyningsmæssigt og økonomisk er et mere oplagt valg. En eventuel bortskaffelse af CO₂ kvoten kan dog ændre på dette forhold (Energistyrelsen, 2001), men el og varme produceret fra naturgas og vedvarende energi vil blive prioriteret til

hjemligt forbrug, og eventuel øgning af kulbaseret el vil gå til eksport. Tilbage er dog varmen fra den kulbaserede elproduktion, som må afsættes herhjemme, som tilfældet er det for varme produceret fra naturgas og vedvarende energi.

På baggrund af ovennævnte diskussion er det i dette studie valgt at benytte el og kraftvarme produceret på *naturgas combined cycle* anlæg (ngas CC).

Det kan diskuteres, om den valgte marginal er den mest sandsynlige for kraftvarmen, da den energifortrængning, som fjernvarmen fra affaldsforbrænding medfører, kan føre til nedlukning af ældre kulfyrede værker (Energistyrelsen, 2001). Kul er derfor en anden mulig marginal ved energifortrængning, men den vil ligge tæt på de eksisterende data for kraftvarme, som indgår i scenariet "Forbrænding, DK97".

Endelig kan det diskuteres, hvorvidt en energifortrængning finder sted i situationen, hvor forbrændingsanlæg og kraftvarmeværker konkurrerer om det samme marked. Forbrændingsanlægget skal primært afsætte sin varme, og kraftvarmeværket skal som hovedregel opretholde den nødvendige elproduktion, som det er muligt at producere uden eller med nedsat udnyttelse af spildvarmen. I perioder med overskud af varme vil varmen fra forbrændingsanlæg altså blot resultere i, at elproduktionen fra kraftvarmeværker sker med nedsat udnyttelse af spildvarme.

Valg af allokeringsskema mellem el og varme spiller også en rolle. Den valgte allokering efter energikvalitet lægger en større del af miljøbelastningen på elproduktionen og en mindre på varmeproduktionen i forhold til allokering efter energiindhold, og da der fortrænges mest varme, bliver den fortrængte miljøbelastning derved mindre, end den ville være blevet for allokering efter energiindhold og den resulterende miljøbelastning større. Jfr. diskussionen om hvorvidt energifortrængning finder sted, er der ingen tvivl om, at den foretagne allokering efter energikvalitet er mindst følsom overfor de usikre forudsætninger og dermed mest retvisende.

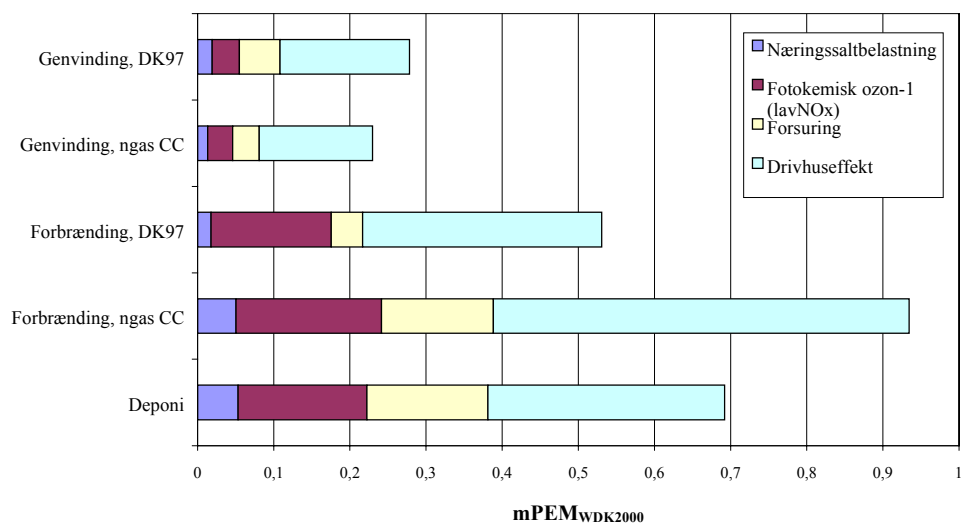
Anvendelse af naturgas som marginal energi er beregnet for PE-LD folie, se afsnit 5.1, og resultaterne er vist i Figur 25 - Figur 29.

Med hensyn til miljøeffekter sker der en forbedring ved genvinding af plast og en markant forværring ved affaldsforbrænding. Dette skyldes, at naturgasproduceret energi er "renere" end kulproduceret, dvs. afgiver en mindre emissionsmængde. De undgåede emissioner ved affaldsforbrænding er således væsentligt mindre for naturgasproduceret energi end for det overvejende kulbaserede gennemsnit, DK97, se Figur 28. Med hensyn til miljøeffekter er det i virkeligheden bedre at deponere plasten end at forbrænde den under fortrængning af naturgasproduceret energi.

Med hensyn til affaldsmængder sker der igen en forbedring ved genvinding af plast og en forværring ved affaldsforbrænding. Dette skyldes, at de affaldsmængder, og dermed undgået affald, er væsentlig mindre for naturgasproduceret energi end for det overvejende kulbaserede danske gennemsnit. Bemærk at det negative bidrag for forbrænding, DK97 i Figur 26 skal trækkes fra det positive bidrag.

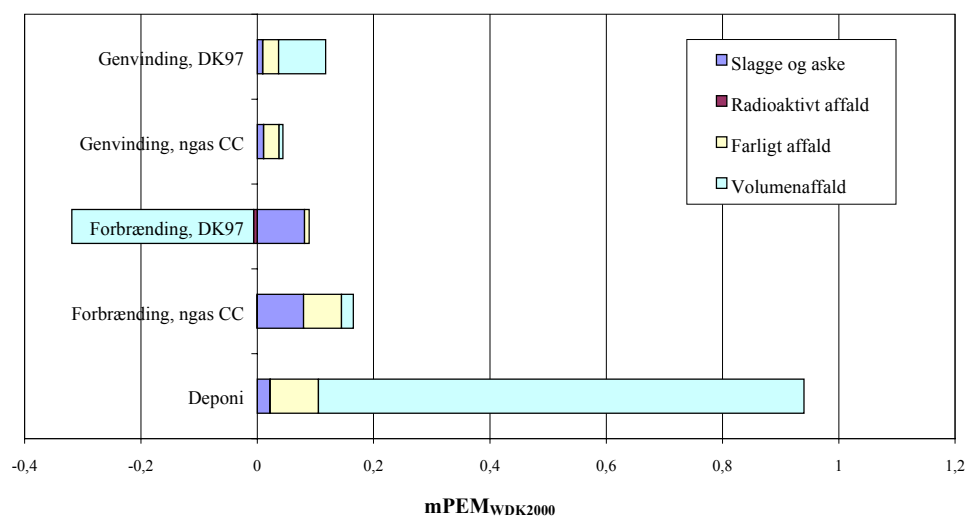
Med hensyn til ressourcer sker der en forværring for genvinding af plast og en forbedring for affaldsforbrænding. Dette skyldes, at naturgas er en mere begrænset ressource end kul, og forbruget henholdsvis fortrængningen derved bliver større, se Figur 29.

PE-LD, folie, vægtede miljøeffekter



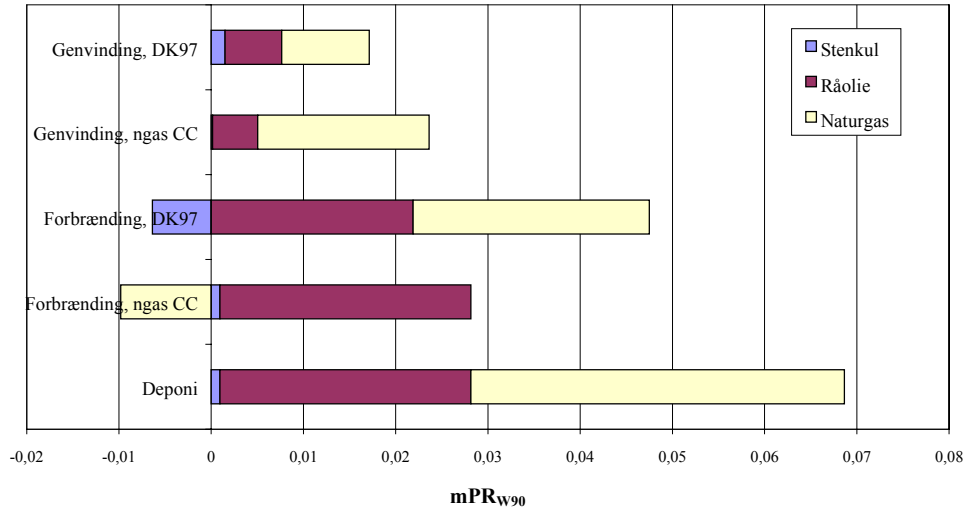
Figur 25 Samlede resultater for miljøvurdering af 3 scenarier for PE-LD transportfolie. Genvinding og forbrænding er vist for stedspecifik og marginal energi

PE-LD, folie, vægtede affaldsmængder

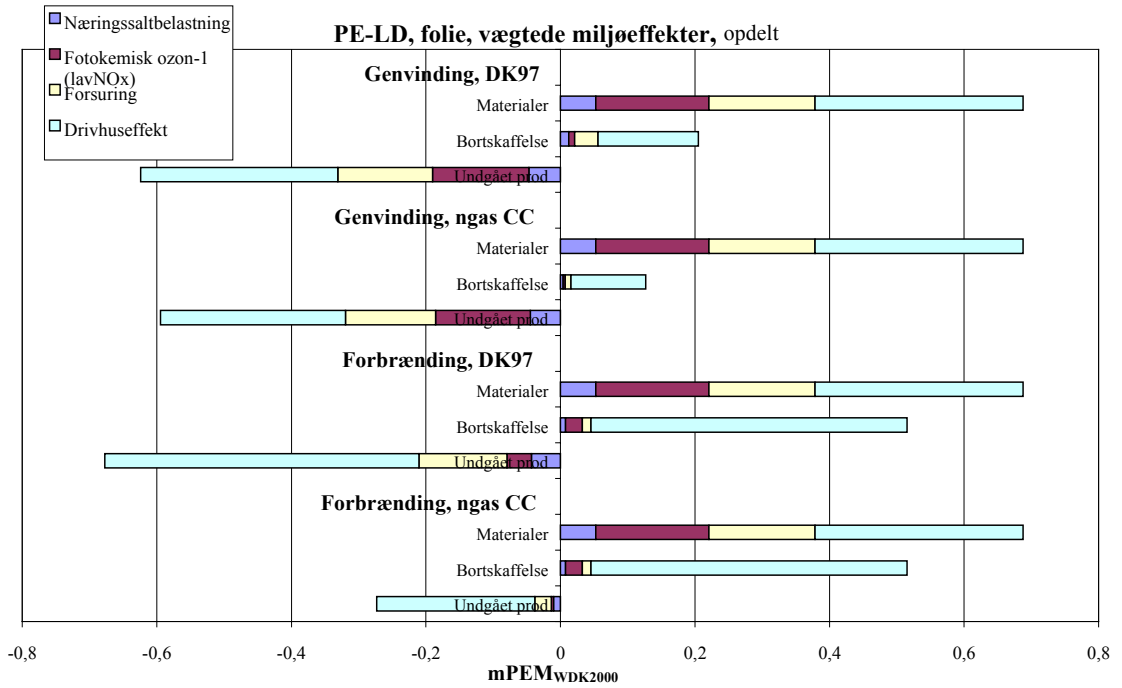


Figur 26 Samlede resultater for vurdering af affaldsmængder i 3 scenarier for PE-LD transportfolie. Genvinding og forbrænding er vist for stedspecifik og marginal energi

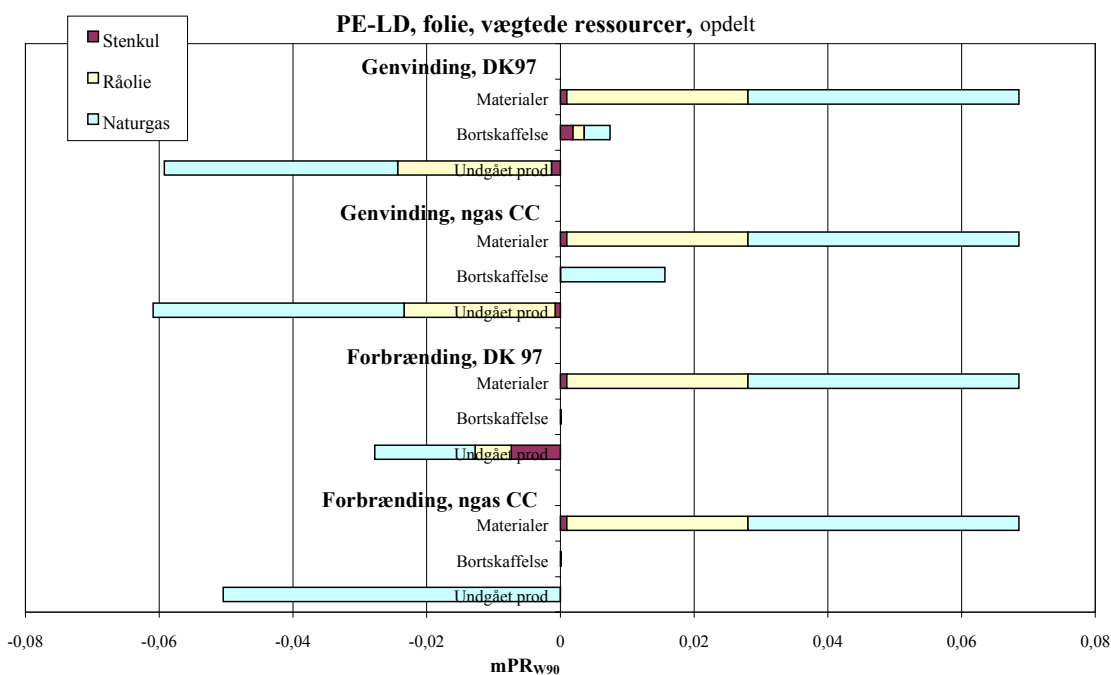
PE-LD, folie, vægtede ressourcer



Figur 27 Samlede resultater for ressourcevurdering af 3 scenarier for PE-LD transportfolie. Genvinding og forbrænding er vist for stedspecifik og marginal energi



Figur 28 Opdelte resultater for miljøvurdering af 2 scenarier for PE-LD transportfolie vist for stedspecifik og marginal energi



Figur 29 Opdelte resultater for miljøvurdering af 2 scenarier for PE-LD transportfolio vist for stedspecifik og marginal energi

7.1.1.2 Fremtidig el og varmeproduktion "DK 2012"

Det har ikke været muligt i projektet at finde data for fremtidig elproduktion, som er præcise nok til at konstruere LCA data for fremtidig el- og varmeproduktion. Der er fundet data for forventet forbrug af brændsler til både el og varme og nogle grove gæt på produktion og forbrug af el og kraftvarme, men det vurderes, at et estimat af fremtidige virkningsgrader og allokering mellem el og varme er lovlig usikker til beregning af energiprocesser. I stedet diskuteres fremtidig el- og varmeproduktion ud fra beregningerne for naturgasproduceret marginal energi i forrige afsnit.

Forbruget af brændsler til det hjemlige forbrug af dansk el og varmeproduktion fordelte sig således i 1998 (Energistyrelsen, 2000):

Kul:	48,5 %
Olie:	12 %
Naturgas:	24,5 %
Vedvarende:	15 %

Forbruget af brændsler til det hjemlige forbrug af dansk el og varmeproduktion forventes at fordele sig således i 2012 (Energistyrelsen, 1999):

Kul:	35 %
Olie:	9 %
Naturgas:	27 %
Vedvarende:	29 %

Vind- og solenergi indgår i vedvarende energi som "brændsel" med et nytteoutput (el) på 100 %. Vedvarende energi i øvrigt er biomasse og affald, hvor nyttevirkningsgrader for el- og varmeproduktion er nogenlunde tilsvarende de fossile brændsler.

Det ses at forbruget af naturgas og vedvarende energi vil stige, og forbruget af olie og kul vil falde. Vedvarende energi regnes CO₂ neutral, og naturgas udleder mindre CO₂ per energienhed end kul og olie. Det samme vil gælde andre udledninger fra vedvarende energi og naturgas. Derfor vil miljøeffekterne fra et fremtidigt energiscenarie antageligt gå i retning af scenariet for marginal energi (ngas CC), se Figur 25, og det samme vil gælde

affaldsmængder, se Figur 26. For ressourcer vil en større andel af ”ressourceneutral” vedvarende energi føre til mindre ændringer af, hvad Figur 27 viser, eller måske endda en forbedring for genvinding og forværing for forbrænding.

7.1.1.3 Fortrængning af olie og naturgasfyring.

Alternativt til fortrængning af kraftvarme er der også den mulighed, at varme fra affaldsforbrænding fortrænger fyring med olie og naturgas. Denne situation kan optræde, hvor man har udbygning af fjernvarme fra affaldsforbrænding i områder, hvor der ikke eksisterer eller er planer om kraftvarme.

Benyttes CO₂ som indikator, har energisystemerne disse emissioner:

Oliefyring:	85 g/MJ incl. pre-combustion
Naturgasfyring:	60 g/MJ incl. pre-combustion
Kraftvarme:	46 g/MJ incl. pre-combustion

Som tidligere nævnt afhænger emissionen fra kraftvarme af allokeringen mellem el og varme. Benyttes energiindhold i stedet for energikvalitet, er CO₂ emissionen 154 g/MJ, incl. pre-combustion.

Det ses, at fordelene ved energifortrængning bliver større, når det er olie- eller naturgasfyring, der fortrænges, end kraftvarme allokere efter energikvalitet. Fordelen bliver ligeledes større, hvis varmen er allokere efter energiindhold. Graferne i Figur 25 - Figur 29 vil altså gå modsat i forhold til energifortrængning af naturgasbaseret kraftvarme, allokere efter energikvalitet.

Vejledende anbefaler man, at der allokere efter energikvalitet, hvis varmen kan opfattes som et spildprodukt til elproduktion. Omvendt, hvis varmeproduktionen er prioriteret, allokere efter energiindhold, men det ser ud til at være en bedre idé at producere varme ved fyring direkte eller som spildprodukt fra elproduktion, end at have varmeproduktion med el som ”spildprodukt”. Hensynet til forsyningsflexibilitet kan dog gøre sidstnævnte nødvendigt.

7.1.2 Stratosfærisk ozonnedbrydning ved undgået energiproduktion

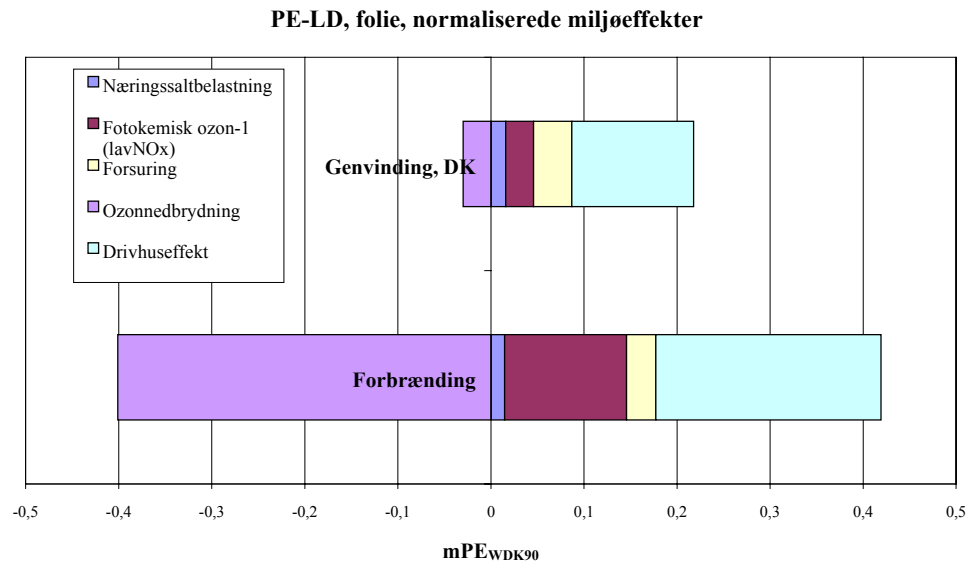
Som nævnt i afsnit 3.5.3 er der ikke præsenteret resultater for stratosfærisk ozonnedbrydning, da man normalt ikke finder nævneværdige bidrag herfor for produkter, der ikke bruger ozonnedbrydende stoffer. Mod forventning har der vist sig et væsentligt negativt bidrag til stratosfærisk ozonnedbrydning. Effekten er negativ, fordi den stammer fra *undgået* energiproduktion ved affaldsforbrænding. Det negative bidrag for genvinding skyldes affaldsforbrænding af produktionsaffald. Den stratosfæriske ozonnedbrydning er sporet til brug af trichlorethan i data fra (Energi E2, 2001) for energiproduktion.

Størrelsesordenen af den stratosfæriske ozonnedbrydning er vist normaliseret i Figur 30 og vægtes i Figur 31. Det vægtede resultat kan sammenlignes med resultatet for LD-PE i Figur 8 og det ses, at den undgåede produktion af stratosfærisk ozonnedbrydning er meget dominerende. Dette skyldes imidlertid, at der er benyttet en høj vægtningsfaktor for denne effekt sammenlignet med vægtningsfaktorerne for de øvrige miljøeffekter.

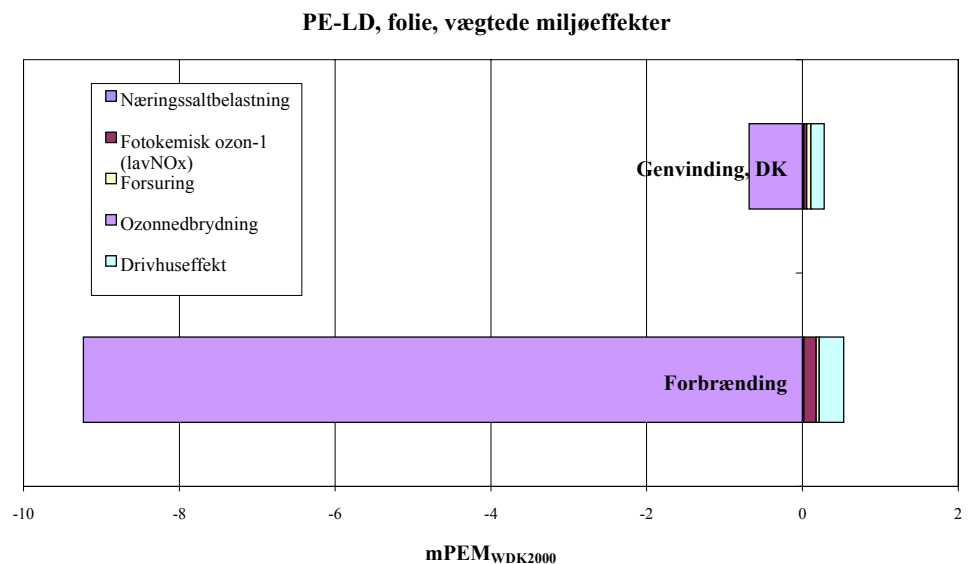
For bedre at kunne sammenligne med størrelsesordenen af de andre miljøeffekter er de normaliserede resultater vist (se forklaring på normalisering i afsnit 3.5.2). Det ses heraf, at den stratosfæriske ozonnedbrydning er af samme størrelsesorden som de øvrige effekter tilsammen, målt i forhold til bidraget per borger for de enkelte effekter. For et køleskab er bidraget til stratosfærisk ozonnedbrydning ca. 6 gange større end de øvrige miljøeffekter, *før udfasningen af ozonnedbrydende stoffer (CFC11) begyndte*. Da energiproduktionens (mulige) bidrag til stratosfærisk ozonnedbrydning er generel og ikke direkte produktrelateret, som det er tilfældet for køleskabe, må problemet betegnes som alvorligt. Energiproduktionens (mulige) bidrag til stratosfærisk ozonnedbrydning er således heller

ikke specifikt relateret til affaldsforbrænding af plast, men nævnes her som et generelt problem.

Der er i skrivende stund (forår 2001) ikke tidligere benyttet data fra (Energi E2, 2001), og derfor er der ikke fra andre og hidtil benyttede energidata rapporteret om effekt vedrørende stratosfærisk ozonnedbrydning. Derfor være ikke sagt, at det ikke forekommer, men hvis der virkelig gøres så udtalt brug af trichorethan i forbindelse med energiproduktion (el og kraftvarme), som resultaterne indikerer, må det betegnes som et overset og temmeligt alvorligt problem.



Figur 30 Samlede normaliserede resultater for miljøvurdering af PE-LD transportfolie, incl. ozonnedbrydning



Figur 31 Samlede vægtningsresultater for miljøvurdering af PE-LD transportfolie, incl. ozonnedbrydning

7.1.3 COD og indsamlingseffektivitet

Afsnit 6.1 gennemgik bortskaffelse af PP husholdningsaffald med forskelligt COD indhold forudsat 100 % indsamling til genvinding eller 100 % til affaldsforbrænding. Afsnit 6.2

gennemgik bortskaffelse af en ”ren”, dvs., ingen COD, PE-HD plastfraktion ved forskellig indsamlingseffektivitet eller affaldsforbrænding. Undersøgelserne viste, groft sagt, at høj indsamlingseffektivitet er en fordel for rene plastfraktioner, men en ulempe for plastfraktioner med et højt COD indhold. Konklusionerne er imidlertid følsomme over for det faktum, at ingen af undersøgelserne tager højde for forskellig indsamlingseffektivitet af emballager med forskelligt COD indhold.

Formålet med dette afsnit er derfor at belyse, hvad der sker ved forskellig indsamlingseffektivitet i forhold til COD indhold. Beregningerne er foretaget for PP, men da PP og PE-HD resultatmæssigt er meget tæt på hinanden, kan resultater herimellem umiddelbart sammenlignes.

Resultaterne fra afsnit 6.1 peger på, at det er en fordel at frasortere plastflasker, dunke og bøtter med et højt og måske også middelhøjt COD indhold, før plasten indsamles til genvinding. Det er ikke muligt ud fra tilgængelig statistik at kortlægge, hvor stort forbruget er af husholdningsemballager, som giver forskelligt COD indhold efter brug, men det er her antaget, at forbruget af disse emballager fordeler sig jævnt mellem ingen, lav, middel og høj COD, dvs. med 25 % til hver.

Beregningerne og den tilsvarende tolkning af resultaterne i Figur 32 - Figur 34 er derfor udført med følgende antagelser:

100 % genvinding:

Genvinding af det samlede mix af 25 % ren, 25 % lav COD, 25 % middel COD og 25 % høj COD.

75 % genvinding:

Genvinding af mix af 25 % ren, 25 % lav COD og 25 % middel COD.
Affaldsforbrænding af de frasorterede 25 % høj COD.

50 % genvinding:

Genvinding af mix af 25 % ren og 25 % lav COD. Affaldsforbrænding af det frasorterede mix af 25 % middel COD og 25 % høj COD.

25 % genvinding:

Genvinding af 25 % ren plastfraktion. Affaldsforbrænding af det frasorterede mix af 25 % lav COD, 25 % middel COD og 25 % høj COD.

Forbrænding:

Affaldsforbrænding af det samlede mix af 25 % ren, 25 % lav COD, 25 % middel COD og 25 % høj COD.

Antagelsen om frasortering er naturligvis idealiseret ved, at man tænker sig fuldstændig frasortering af én/flere bestemte fraktioner og fuldstændig, dvs. 100 %, indsamling til genvinding af den/de tilbageblevne fraktioner. Resultaterne kan derfor kun vise nogle tendenser.

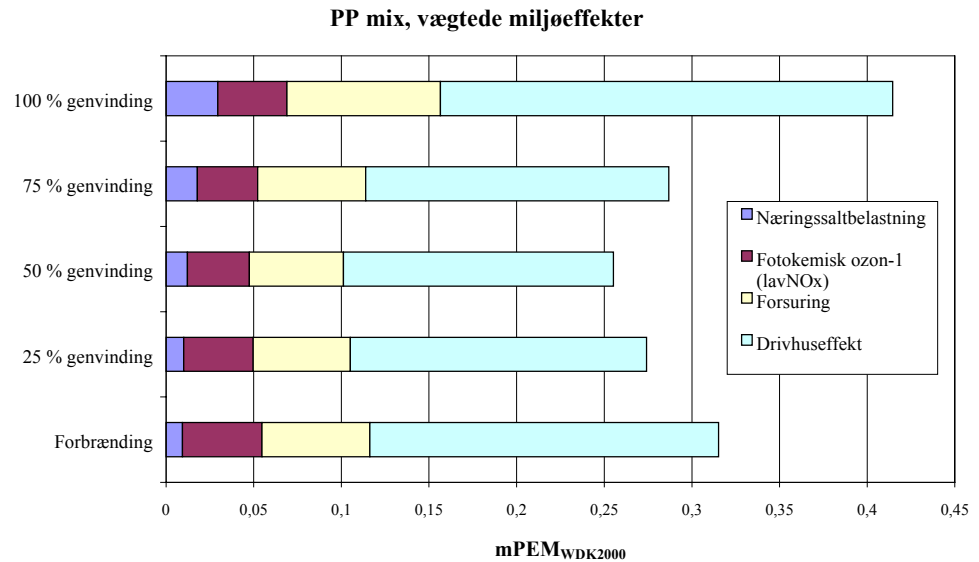
Vurderingen af resultaterne er foretaget ud fra de samlede resultater, dvs. summen af de enkelte effekter. Bemærk derfor, at det negative bidrag for affald og ressourcer skal trækkes fra det positive. Det negative bidrag skyldes netto fortrængning af især volumenaffald og stenkul fra den fortrængte energiproduktion ved affaldsforbrænding.

Resultaterne viser, at for miljøeffekterne er der et tilsyneladende optimum ved 50% indsamling, dvs. at fraktionerne med høj og middel COD er frasorteret, og den rene fraktion og fraktionen med lav COD genvindes.

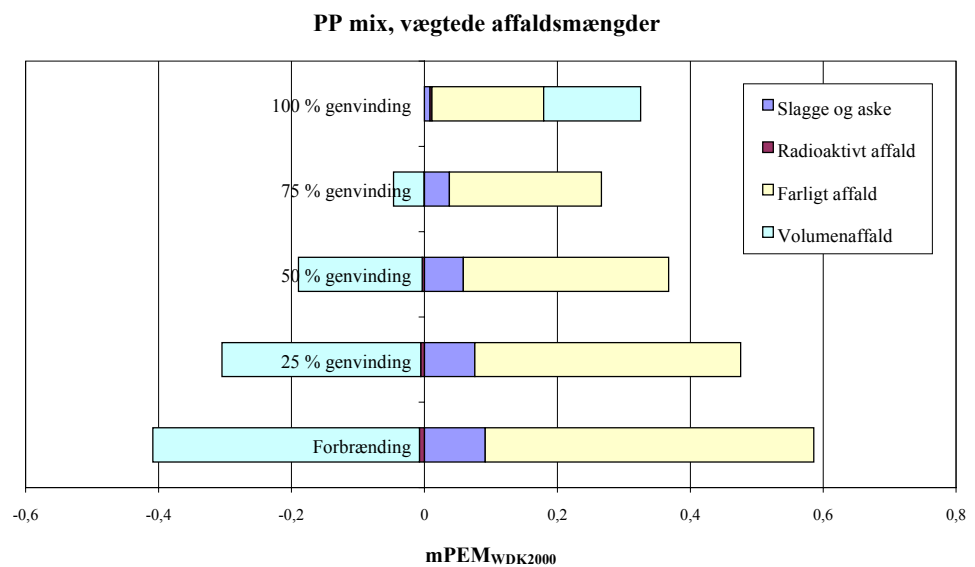
For affaldsmængderne er lav indsamlingseffektivitet eller forbrænding tilsyneladende at foretrække, men fra 50 % indsamling og ned sker der kun et beskedent fald i affaldsmængder, så 50 % indsamling er her acceptabelt.

Med hensyn til ressourcer er en høj indsamlingseffektivitet tilsyneladende at foretrække, men 75 % og 100 % indsamling er nogenlunde lige store, og ressourceforbruget for 50 % indsamling er ikke meget større og er hermed acceptabelt.

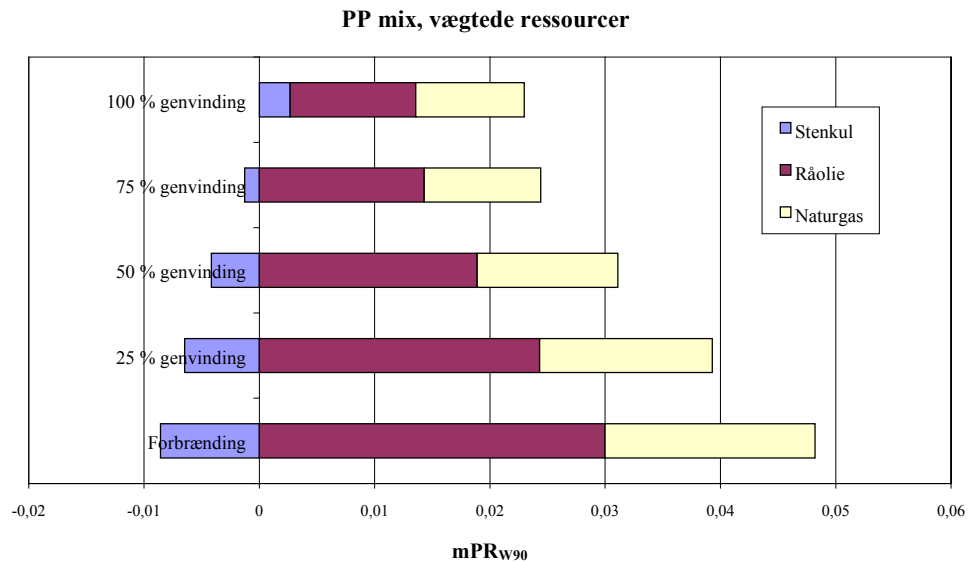
Alt i alt synes 50 % indsamling at være mest optimal, dvs. en indsamling, hvor fraktionerne med højt og middelhøjt COD indhold frasorteres til affaldsforbrænding, og den rene fraktion og fraktionen med lavt COD indsamles til genvinding.



Figur 32 Samlede vægtningsresultater for miljøvurdering af PP husholdningsemballage for bortskaffelse af forskelligt mix af COD indhold, se tekst.



Figur 33 Samlede vægtningsresultater af affaldsmængder for PP husholdningsemballage for bortskaffelse af forskelligt mix af COD indhold, se tekst.



Figur 34 Samlede vægtningsresultater af ressourceforbrug for PP husholdningsemballage for bortskaffelse af forskelligt mix af COD indhold, se tekst.

Man kan ikke ud fra disse resultater lægge sig fast på bestemte målsætninger for indsamlingseffektivitet. For det første er det faktuelle mix af de forskellige COD fraktioner ukendt, og for det andet er den indsamlingseffektivitet, der kan realiseres for fraktionerne, som ønskes genvundet, vanskelig at vurdere, jfr. diskussionen i afsnit 4.2.3. Opgørelsen i (Dall, O. og Toft, J. 1996) tyder dog på, at forbruget af levnedsmidler, som giver anledning til højt COD (sennep, mayonnaise, remoulade), udgør en betydelig del i forhold til øvrige levnedsmidler og andre COD bidragende husholdningsprodukter emballeret i plast flasker, dunke, bøtter, og at antagelsen om, at 25 % af emballagemængden er ”høj COD”, derfor ikke er urealistisk.

Omvendt viser et forsøg med bringeordning af husholdningsplast i Nyborg (Ottosen og Tønning, 2000), at der indsamles påfaldende få sennep, mayonnaise og remoulade flasker til genvinding, hvilket kan tages som et udtryk for, at forbrugerne smider dem i skraldespanden, formentlig fordi de er umulige at rengøre, som det blev forlangt i forsøget. Indsamlingseffektiviteten af de relativt rene fraktioner, som blev indleveret til genvinding, kan derfor godt være endda en del større end de ca. 40 %, som forsøget målte, beregnet på det samlede potentiale. Hvis ovennævnte tolkning holder stik, indikerer det også, at det vil være muligt at udforme en vejledning for frasortering af disse produkter til dagrenovationen.

7.2 Usikkerhedsvurdering

Med hensyn til datausikkerhed vurderes data generelt at være temmelig pålidelige. Data for primær plastfremstilling og genvinding skønnes at have lille usikkerhed. Også de anvendte energiscenarier skønnes at have lille usikkerhed på de væsentligste emissioner. Data for affaldsforbrænding er ældre og er derfor antageligt behæftet med en del usikkerhed på NOx og CO.

Den væsentligste usikkerhed vedrører data for rengøring af emballager og dermed resultaterne, der knytter sig til problematikken omkring rengøring og COD for husholdningsemballageer.

Forsøget, som lå til grund for disse data, er udført af én person efter instruktion lydende på ”normal tømning og rengøring”. Dette er dog nok et meget variabelt begreb for det brede udsnit af forbrugere, og en mere repræsentativ undersøgelse kunne være ønskelig. Usikkerheden knytter sig til:

- Hvor meget er det normalt at tømme ud af emballage, dvs. hvor meget bliver der tilbage?
- Hvor meget vand er det nødvendigt at bruge på rengøring?
- I hvilke situationer er varmt vand og/eller sæbe nødvendig og i hvilke ikke?

For at undgå usikkerhed omkring opvarmning af vand er beregningerne også udført for koldt vand, selvom det meste rengøring fandt sted i varmt vand. Det anslås at være umuligt at rengøre emballage med højt COD indhold uden brug af varmt vand og sæbe, men det er muligt, at et fornuftigt resultat kan opnås med koldt vand for lavere COD indhold, hvilket kræver forsøg. Opvarmning af vand er kritisk for, om genvinding kan svare sig eller ej.

Hvor godt emballagen er tømt, er bestemmende for, hvor meget COD renseanlægget belastes med fra de udvaskede produkter. Typisk sad 10 % af produktet tilbage i emballagen for plastflasker med de mest COD belastende produkter. Det er muligt, at bedre tømning kan opnås med ihærdighed og tålmodighed.

Data for spildevandsrensning skønnes pålidelige, dvs. kun behæftet med lille usikkerhed, men der er aspekter ved spildevandsrensningen, som ikke er belyst, så som behandling eller brug af slam, der ikke forbrændes og mængden af restaffald fra slamforbrænding. Endelig fremgår de udledte emissioner fra det rensede spildevand ikke, men de er antageligt små.

8 Udpegede fokuspunkter

Følgende fokuspunkter er udpeget i dette studie:

- For ”rene”¹ fraktioner af plast er genvinding at foretrække frem for affaldsforbrænding. Fordelen er størst, hvis man kan nøjes med regranulering frem for omsmelting, dvs. for plast med en hvis godstykkelse.
- Det er betænkeligt fra et miljømæssigt synspunkt at sende plastaffald til Fjernøsten for genvinding grundet transportens emissioner.
- Energiantagelser er kritiske for, hvor stor fordel en genvinding er, og om genvinding er en fordel på alle punkter. Antagelserne gælder valg af allokering mellem el og varme, stedspecifikt eller marginalt valg af energiscenarie og fremtidig energiforsyning.
- Jo mindre miljøbelastende energien der fortrænges ved affaldsforbrænding er, jo dårligere kan affaldsforbrænding svare sig i forhold til genvinding.
- Der findes fraktioner af ”ren” transportemballage, som har et stort mængdepotentiale, og som det er relevant at genvinde. Det gælder f.eks. folie fra byggepladser og forbrugsgoder, samt kasserede transportkasser.
- For genvinding af plastflasker, dunke og bøtter fra husholdninger er mængden af restprodukt og dermed COD belastning kritisk for, om genvinding kan svare sig. En kritisk COD mængde er ikke fundet, men for et ”middel” COD indhold på 0,7 kg per kg plast kan genvinding næppe svare sig. Dette svarer til f.eks. bodylotion og yoghurt i plastflaske. Sennep, remoulade og mayonnaise er rubriceret som ”høj COD”.
- For genvinding af plastflasker, dunke og bøtter fra husholdninger kan genvinding ikke svare sig, hvis disse skal vaskes af i flere liter *varmt* vand. Der medgår nemt flere liter vand per emballage, hvis disse vaskes af enkeltvis.
- Mængdepotentialet af plastemballage fra husholdninger kan være interessant, men det er uvist, hvor stor en del af dette potentiale, der bør frasorteres til affaldsforbrænding (middel og høj COD).
- Generelt er en så høj indsamlingseffektivitet som muligt til genvinding at foretrække, men emballager, som er uegnet for genvinding (COD og evt. andre urenheder), bør frasorteres til affaldsforbrænding.
- Med studiets forudsætninger kan man som tommelfingerregel sige, at en 10 % forbedring i indsamlingseffektivitet giver 10 % mindre miljøbelastning i et system, hvor ikke genvundet plast affaldsforbrændes. Tommelfingerreglen gælder ”rene” plastfraktioner af f.eks. folie, og tommelfingerreglen gælder næppe ”yderområderne”, dvs. for meget lave eller meget høje indsamlingseffektiviteter.

¹ Med ”ren” forstås både at der ikke er sammenblanding med plasttyper, som ikke kan frasorteres under genvindingen, og at fraktionerne er fri for urenheder o.lign., der ikke lader sig vaske af rimeligt nemt.

Referenceliste

- Bakkane, K.K. (1994). *Life Cycle data for Norwegian oil and gas*. Norwegian Institute of Technology. Forlaget Tapir. Trondheim.
- Boustead, I. (1999). *Ecoprofiles of plastics and related intermediates*. APME. Brussels.
<http://www.apme.org/>
- Christensen, A. (2000): **Personlig reference, Arne Christensen**. Replast A/S, Vojens, 2000
- Christensen, B.H. (1991), **Energi og miljø i Norden**, dk-Teknik, Gladsaxe
- Dall, O. og Toft, J. (1996). **Kortlægning af miljøbelastningen ved en families aktiviteter**. Arbejdsrapport nr. 26/96 med tilhørende diskette. Miljøstyrelsen, København.
- Danmarks Miljøundersøgelser (2000). *Opgørelse af danske luftemissioner*.
http://www.dmu.dk/1_viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_adaei/
- Danmarks Statistik (1996): **Statistisk Årbog 1995**. Danmarks Statistik, København
- Danmarks Statistik (2000): <http://www.dst.dk>
- Energistyrelsen (1999). *Opfølgning på Energi 21. Status for energiplanlægning*. Energistyrelsen. København.
- Energistyrelsen (2000). *Energistatistik 98*. Energistyrelsen. København.
- Energistyrelsen (2001). *Fremskrivning af Danmarks energiforbrug og CO₂ udledning*. Energistyrelsen. København.
- Energi E2 (udgiver) (2001). **Livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme, CD-rom data**. Energi E2, Elkraft, Elfor, Elsam og Eltra, Ballerup.
- Frees, N. og Weidema, B. (1998). **Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks. Energy and Transport Scenarios**. Miljøstyrelsen, København.
- Frischknecht, R. (editor). (1996). *Ökoinventare von Energiesysteme*. Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern. Udgivet af Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), Zürich
- Halle, J. (2000). **Personlig reference, Jessie Halle**. FDB Centrallaboratorium, Glostrup
- Hannelsund, L. (1996): **Bortskaffelse af emballage fra private husholdninger via dagrenovationen**. Arbejdsrapport nr. 52, Miljøstyrelsen, København.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.C. og Arvin, E. (1992). **Spildevandsrensning, biologisk og kemisk**. Polyteknisk Forlag, Lyngby.
- IEA (2000). <http://www.iea.org> . International Energy Agency.
- Interconsult (1998). **Sorteringsanalyser – kommunalt affald**. Interconsult group ASA, Trondheim, mars 1998. SFT Avfallsektionen, lokalmiljøavdelingen. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. <http://www.sft.no/publik/41164.html>

- ISO (1997). **International Standard 14040. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.** International Organization for Standardization, ISO. Geneve.
- ISO (1998). **International Standard 14041. Environmental management – Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analyses.** International Organization for Standardization, ISO. Geneve.
- ISO (2000). **International Standard 14042. Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment.** International Organization for Standardization, ISO. Geneve.
- Jacobsen, H. og Hansen, G. (1999): **Plastemballagestatistik 1998.** Teknologisk Institut, Videncenter for Affald og Genanvendelse, Taastrup.
- Jørgensen, K. R. (2000). **Miljøvurdering af scenarier for genbrug af vand og bortskaffelse af restprodukter fra industrivaskerier.** Eksamensprojekt IPT-138-00, DTU, Lyngby.
- Kompass (1999). **Kompass on Disc, CD-Rom.** Kompass-Danmark, Holte.
- Kjær, B. (2001). **Personlig reference, Birgitte Kjær.** Miljøstyrelsen, København.
- Kjølhede, B. (2000). **Personlig reference, Børge Kjølhede.** Replast A/S, Vojens.
- Kjølhede, B. (2001). **Personlig reference, Børge Kjølhede.** Replast A/S, Vojens.
- Kristensen, H. (2000). **Personlig reference, Hanne Kristensen.** Affaldskontoret, Miljøstyrelsen, København
- Lynettefællesskabet I/S (2000). **Renseanlæg Lynetten, Grønt regnskab 1999.** Lynettefællesskabet I/S, København.
- Miljøstyrelsen (1997). **Emballageforsyningen i Danmark - fordelt på varegrupper.** Miljøstyrelsen, København
- Miljøstyrelsen (1999a). **Affald 21: Regeringens Affaldsplan 1998-2004.** Miljø- og Energiministeriet, København.
- Miljøstyrelsen (1999b). **UMIP PC-værktøj, version 2.11 beta.** Miljøstyrelsen. København.
- Miljøstyrelsen (1999c). **Scenarier for øget genanvendelse af dagrenovation samt vurdering af arbejdsmiljø.** Miljøprojekt 493/1999. Miljøstyrelsen. København
- Miljøstyrelsen (2000). **Produkters forbrug af transport. Systemanalyse.** Igangværende projekt for Miljøstyrelsen. COWI og IPU, Vejle/Lyngby.
- Mølgaard, C. (1995). **Environmental analysis of disposal of plastics waste.** Ph.D. thesis PI95-08-A. DTU. Lyngby.
- Nissen, B. et al. (1994): **Dagrenovation fra private husholdninger.** Miljøprojekt nr. 264. Miljøstyrelsen, København
- Ottosen, L.M. og Tønning, K. (2001). **Indsamlingssystemer for plastflasker og –dunke fra husholdninger.** Miljøprojekt xxx. Miljøstyrelsen, København.
- Ottosen, L.M. (2001). **Personlig reference, konsulent Lars M. Ottosen.** Århus.
- Person, L., Ekvall, T., Weidema, B.P. (1998). **Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks.** Refillable PET Bottles, Technical Report 5. Miljøprojekt nr. 404, Miljøstyrelsen, København.

- Larsø, P. (2000). **Personlig reference, Poul Larsø.** Rockwool, Hedehusene.
- Sørensen, J. (2001). **Personlig reference, Johnny Sørensen.** Reno Fyn I/S, Nyborg.
- Trafikministeriet (2000). **TEMA 2000.** Trafikministeriet, København.
- Tønning, K, Ottosen, L.M., Malmgren-Hansen, B., Petersen, C. og Skovgaard, M. (1997). **Genanvendelse af dagrenovation – miljømæssig og økonomisk vurdering.** Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, 85/1997. Miljøstyrelsen, København.
- Tønning, K. (2000). **Personlig reference, Kathe Tønning.** Teknologisk Institut, Århus.
- Tønning, K. (2001). **Personlig reference, Kathe Tønning.** Teknologisk Institut, Århus.
- Weidema, B.P., Frees, N. og Nielsen, A-M. (1999). **Marginal Production Technologies for Life Cycle Inventories.** Int. Journal of Life Cycle Assessment, 4 (1).
- Wediema, B.P. (1999). **System expansions to handle co-products of renewable materials.** Presentation summaries of the 7th LCA Case Studies Symposium SETAC-Europe.
- Weidema, B.P. (2000). **Avoiding co-product allocation in LCA.** Paper submitted for the Int. Journal of Life Cycle Assessment.
- Wenzel H, Hauschild M, Rasmussen E. (1996). **Miljøvurdering af Produkter.** UMIP publikation. Miljøstyrelsen. København.
- Økoanalyse (1996). **Miljøbelastning ved en families aktiviteter.** Rapport 1996.1. Forbrugerstyrelsen, København.

Bearbejdning af data vedr.: ”Emballageforsyningen i Danmark – fordelt på varegrupper”

(Miljøstyrelsen, 1997), populært kaldet "Top 500", er bearbejdet således:

1. Produkter med et årligt potentiale mindre end ca. 300 tons per plastemballage type er udeladt. I forhold til totalmængden er kun en lille emballagemængde udeladt på denne måde.
2. Af de 59 varegrupper i top 500 er 16 udeladt fordi de overhovedet ikke indeholder plastemballage eller fordi potentialet er lille, jfr. pkt 1.
3. Mængden af PET til drikkevareemballage er opjusteret ud fra oplysninger om sodavandsforbrug herhjemme (Danmarks Statistik, 1996) samt vægt, antal skylninger/genbrug og andel af markedet for PET flasker (Person, Ekvall og Weidema 1998)(Kristensen, 2000)¹.
4. En varegruppe for isoleringsmaterialer er tilføjet, da transportemballage hertil udgør en væsentlig andel. Oplysninger er skønnet af (Larsø, 2000) ved ekstrapolation fra Rockwools markedsandel.
5. Det er for hver af emballagegrupperne for detail (RD) og transport (RT) skønnet om det er relevant (2), måske relevant (1) eller ikke relevant (0) at recirkulere ud fra kriterierne:
 - kan emballagen genvindes uden problemer
 - kan emballagen måske via indholdet give problemer i genbrugsproduktion
 - er kvaliteten af det nye produkt på højde med det primære
 - er emballagen via indholdet uønsket i indsamling og/eller genbrugsproduktion

Det bearbejdede resultat af Top 500 er vist på de næste sider.

For nogle varegrupper er der viden om, at emballager kan være andre materialetyper end anført. Det gælder f.eks. produkter hvor der bruges bøtter og spande, da disse vides for en stor del at være fremstillet af PP i stedet for som anført af PE. For sauce, sennep m.v. er angivet en stor mængde PC selvom dette så vidt vides ikke benyttes til emballager. Andre steder er der mistanke om, at PS i virkeligheden er EPS, eller at HD-PE i virkeligheden er LD-PE. Der er ikke gjort forsøg på at rette disse formodede fejlvurderinger grundet mangel på kvalificerede data at sætte i stedet, men anmærkninger er gjort i tabellen bilag C.

Det har kun få steder været muligt at verificere oplysningerne. Det gælder f.eks. forbruget af HD-PE til mælkeflasker, som ved en markedsandel på 2 % er beregnet til 540 t, som bekræfter referencens 516 t. Forbruget af LD-PE kan være tyndfilm brugt til belægning af mælkekartoner.

¹ Sodavandsforbrug ca. 500 mill. l/år (100 l/person); PET flaskevægt 50 cl 55 g og 150 cl 109 g; antal skylninger/genbrug 30; markedsandel ca. 70% (regnet med 50/50 på 50 og 150 cl).

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Potentiale > ca. 300 tons		Detail							
2	Produkt	RD	PVC*	PP	PS	EPS	PC (?)	PET	Anden plast	HD-PE
3	Relevant detail, relevant transport									
4	Drikkevarer (PET ændret af IPU)	2						1100	232	199
5	Møbler	2				1172				
6	Papirvarer	2								
7	Maskiner, TV, el., hårde hvidevarer	2		3876		596		721		
8	Glas	2				982		680		
9	Dyrefoder	2								
10	Garn & stoffer	2								
11	Relevant detail, ikke relevant transport									
12	Tøj af bomuld (trikotage/ej trikotage)	2		777						
13	Tasker, handsker, bælt	2								
14	Måske relevant detail, relevant transport									
15	Kosmetik/hårpleje	1	496	727				1871	633	3107
16	Sauce, sennep, is m.v.	1			341		3870	512		5161
17	Mejeri	1	408	351	684				420	526
18	Måske relevant detail, måske relevant transport									
19	Sæbe/rengøringsmidler	1		652						999
20	Fedt/olieprodukter	1		500	751					684
21	Måske relevant detail, ikke relevant transport									
22	Legetøj & sportsartikler	1	376		438			596		
23	Børster & skrivesartikler	1			334			668		
24	Ikke relevant detail, relevant transport									
25	Forarb. frugt/grønt, surt	0		544	1186			530		6102
26	Sukkervarer	0			2262			773	2977	
27	Frugt	0			698				421	
28	Blomster	0		2722						
29	Hårde hvidevarer, maskindele, pumper	0								
30	Gødning	0								
31	Kaffe, the, krydderier	0						331		
32	Varer af plast	0								
33	Låse og beslag	0								
34	Mel	0								
35	Tryksager	0		401						
36	Mur- og tagsten	0								
37	Cement, asfalt & slibemidler	0								
38	Majs	0								
39	Isolering (supplement IPU)	0								
40	Grønsager	0								
41	Ikke relevant detail, måske relevant transport									
42	Fisk (fersk)	0			554					
43	Lak/maling	0		214						
44	Kød (fersk)	0	615		2359			1260	615	
45	Bekæmpelsesmidler (?), beton, cement	0								
46	Flydende kemiske produkter	0								
47	Ikke relevant detail & transport									
48	Lægemidler (medicin)	0	428		643			461		366
49	Forarb. kød/fisk	0			295			1643	518	
50	Brødprodukter	0		2085	609			1240		
51	Chokolade	0		408	408				408	
52	Sprøjter & kanyler	0						463		357
53	Sylfater (?) "kemiske råvarer"	0								
54	Tobaksvare	0								
55	I alt		2323	13257	11562	2750	3870	12849	6224	17501
56	Detail i alt		101456	Detail udgør ca. 92 % af det samlede forbrug på 108403t						
57	* PVC er altovervejende erstattet af PE, PP, PS eller PET. ** Skønnet af IPU. PET flasker er opjusteret									
58										

	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V	W
1	Detail					Transport							
2	LD-PE	Stræk-film	Krympe-folie	Dunke/flasker**	RT	PP	PS	EPS	HD-PE	LD-PE	Krympe-folie	Krympe-hætte	Stræk-film
3													
4				1531	2				608				772
5			782	0	2			6088	6088		3375		
6	2573			0	2								289
7				0	2			1199	1000		1227		
8				0	2		542			1956		1273	
9	870			0	2				2243				
10	2623			0	2					1957			
11													
12	460			0	0								
13	446			0	0								
14													
15	363			7197	2								315
16	1477			6638	2					421		750	
17	1434			526	2				291				
18													
19	743			2394	1				718				
20				1184	1				7612	366			
21													
22				0	0								
23				0	0								
24													
25	1394			0	2				309				1057
26	6026			0	2								622
27	1626			0	2		265						
28				0	2			2500					
29				0	2			1671				1023	
30				0	2					9869			
31	344			0	2						317		
32				0	2			418		1104			
33				0	2					543			
34				0	2					343			
35				0	2	609							
36				0	2				2495	678		678	
37				0	2					261		642	
38				0	2					551			
39				0	2						2500	2000	1000
40	693	568		0	2			2443		1275			
41													
42	1027			0	1			1759					
43				0	1				7570				
44	1467		875	0	1				2943				547
45				0	1				1343	517			
46				0	1					1581			
47													
48	443			809	0								
49	1917			0	0								
50	1869			0	0								
51	260			0	0								
52				0	0								
53				0	0								
54	840			0	0								
55	28895	568	1657	20279		609	807	16078	33220	21422	7419	6366	4602
56													
57				Transport i alt		90523	Transport udgør ca. 93 % af det samlede forbrug på 96881t, incl. Isoleringsmaterialer suppleret af IPU						
58													

Bearbejdning af data vedr.: ”Familiens Miljøbelastning”

(Dall og Toft, 1996) er bearbejdet således:

1. Data omfattende familiens forbrug af ca. 900 produkter findes på diskette i databaseprogrammet Paradox. En stor del af disse produkter er emballerede og emballagetype og mængde er oplyst. Oplysningerne er dog ikke direkte koblet på nævnte diskette, så derfor er der lavet en forespørgsel i Paradox, som kobler oplysningerne til brug for nærværende projekt. Koblingen produkt og indgående materialer giver i alt ca. 1750 oplysninger, hvoraf ca. 400 vedrører emballager. Oplysningerne er eksporteret til Excel for videre behandling.
2. Alle oplysninger som ikke vedrører plastemballage er slettet. Tilbage er oplysninger om ca. 190 plastemballager for produkter. Enkelte af produkterne bruger flere emballagetyper og for yderligere enkelte er plasten integreret med andet emballagemateriale, f.eks. PE i mælkekartoner.
3. Dunke til sprinklervæske, kølervæske og motorolie er tilføjet baseret på et eget skøn over forbrug, da oplysninger ikke har kunnet indhentes hos oliefirmaer. 4 l dunke til motorolie er medtaget, selvom de regnes som transportemballage og hovedsageligt omsættes af værksteder og servicestationer.
4. Sodavandsflasker af PET er tilføjet. Der er regnet med samme oplysninger om sodavandsforbrug, som Familieprojektet har brugt for glasflasker.
5. PVC er stort set ikke længere relevant som emballagemateriale. Efter snak med FDB's centrallaboratorie er antaget PE til frugt og grønt og til kød er beregnet en fordelingsnøgle ud fra emballage til fersk kød i "top 500". Den beregnede fordelingsnøglen er 43 % PS, 34 % PE, 23 % PET. FDB's emballageleverandør har betinget sig at eksakte oplysninger vedr. PVC substitution ikke oplyses af konkurrencehensyn.
6. Fra det årlige forbrug i antal og emballagevægten er det årlige forbrug per familie beregnet i kg. Dette er omregnet til det årlige danske forbrug ved at gange med 2 mill. familier. Statistisk er der ca. 2,4 mill. familier herhjemme, men det er valgt "afrundet" at gange med 2 mill., da det synes at give et mere fornuftigt billede ud fra stikprøveberegninger i forhold til Danmarks Statistik, se nederst på siden. Årsagen er nok, at familien med 2 voksne og 2 børn er en stor familie i forhold til gennemsnittet 2,2 personer per familie.
7. Det er skønnet hvilke af emballagerne som er dunke/flasker og disse er lagt sammen i delsummer og emballagerne er summeret sammen per type.

Det bearbejdede resultat af Familiens Miljøbelastning er vist på de næste sider.

Delsummer for flasker/dunke er sammenlignet med "top 500". På størrelsesorden virker det rimeligt, idet dog emballage til flydende kemiske produkter tilsyneladende er faldet næsten ud i Top 500. Emballagesummerne per type er ligeledes rimelig sammenlignet med Top 500, bortset fra PS, men muligvis er skelner "top 500" ikke altid mellem PS og EPS.

Data er verificeret i forhold til Danmarks Statistik, idét det samlede årlige forbrug er fremkommet ved at gange med 2 mill. familier som beskrevet under punkt 6. Forbruget af øl, læskedrikke og vin er ca. 3 gange for lavt, hvorimod forbruget af mælk og brød passer rimeligt godt.

	C	D	E	F	H	J	K	L	M
1	Varebetegnelse	Tekst	Indhold g	Forbrug/år stk.	Emballagemateriale	Mængde g	Forbrug/år kg	DK total tons	Dunke/flasker*
2	Sødmælk	MD-food	1000	41,82	(PE) polyethylen, primær	3,5	0,15	293	
3	Letmælk	MD-food	1000	303,79	(PE) polyethylen, primær	3,5	1,06	2127	
4	Skummetmælk	MD-food	1000	71,12	(PE) polyethylen, primær	3,5	0,25	498	
5	Mayonnaise	Let, 450g i flaske ""Goman""	450	12,77	(PE) polyethylen, primær	42	0,54	1073	1073
6	Kærnemælk	alm	1000	10,45	(PE) polyethylen, primær	3,5	0,04	73	
7	Piskefløde	1/4 liter	250	21,46	(PE) polyethylen, primær	2	0,04	86	
8	Yoghurt	Naturel 1 liter	1000	60,13	(PE) polyethylen, primær	3,5	0,21	421	
9	Yoghurt	m. frugt 1 liter	1000	73,16	(PE) polyethylen, primær	3,5	0,26	512	
10	Ost	MD-Danbo, mild/rød, 8-1000 g	1000	39,72	(PE) polyethylen, primær	10	0,40	794	
11	Ost	45+, revet, mozzarella, Høng ,200 g	200	8,16	(PE) polyethylen, primær	8	0,07	131	
12	Ost	Parmasan, revet, 32 5, 100 g i pose	100	22,20	(PE) polyethylen, primær	4	0,09	178	
13	Is	Vienetta, m. chokolade, Frisko, 0,6 l	600	8,70	(PE) polyethylen, primær	5	0,04	87	
14	Rugbrød	Rugbrød, fuldkorn, helt	1600	88,20	(PE) polyethylen, primær	8	0,71	1411	
15	Grovbrød	Jubilæumsbrød, 1300 g	1300	39,42	(PE) polyethylen, primær	8	0,32	631	
16	Flytes	Kuvert, Danefrost i 15 stk-pose	675	27,11	(PE) polyethylen, primær	14	0,38	759	
17	Burgerbolle	Sesam, Senbæk, pose m 12 stk, disc.	480	5,48	(PE) polyethylen, primær	8	0,04	88	
18	Pitabrød	Jacobs, 12 stk-pak , ""Hvede""	900	4,65	(PE) polyethylen, primær	16	0,07	149	
19	Cornflakes	Amo	1000	6,28	(PE) polyethylen, primær	27	0,17	339	
20	Muesli	Crusli Gyldenmix, Ota	750	13,94	(PE) polyethylen, primær	8	0,11	223	
21	Ris	Runde t grod, ""Doris""	1000	2,15	(PE) polyethylen, primær	6	0,01	26	
22	Ris	løse, parboiled ""Doris""	1000	10,45	(PE) polyethylen, primær	6	0,06	125	
23	Pasta	Spagetti, lavpris	1000	11,10	(PE) polyethylen, primær	8	0,09	178	
24	Kammerjunker	Karen Wolf	250	5,23	(PE) polyethylen, primær	5	0,03	52	
25	Skærekage	Kiss Cake sandkage	400	34,32	(PE) polyethylen, primær	5	0,17	343	
26	Småkage	Luxus Dana, blandede	500	10,44	(PE) polyethylen, primær	20	0,21	418	
27	Tørkage	Napolienshat	72	89,17	(PE) polyethylen, primær	10	0,89	1783	
28	Roulade	Kiss Cake, disc	300	36,60	(PE) polyethylen, primær	5	0,18	366	
29	Æble	årstid, Granny Smith	1770	24,97	(PE) polyethylen, primær	8	0,20	400	
30	Jordbær	Losfrosne, Danefrost	400	24,48	(PE) polyethylen, primær	8	0,20	392	
31	Citronsaft	Plastikcitron, Lumina	100	4,92	(PE) polyethylen, primær	20	0,10	197	197
32		Sum, flasker							1270
33	Agurk	Rå, udl. og dansk	300	81,44	(PE) polyethylen, primær	1	0,08	163	
34	Kartofler	Skrælle, vaskede, 2-kg-pose, K1 l	2000	112,39	(PE) polyethylen, primær	8	0,90	1798	
35	Pommes Frites	Ovnlare, frosne ""Danefrost - ligeskårne""	750	14,64	(PE) polyethylen, primær	14	0,20	410	
36	Gulerod	2 kg-pose	2000	12,85	(PE) polyethylen, primær	8	0,10	206	
37	Selleri	Blad, i pose	600	1,58	(PE) polyethylen, primær	5	0,01	16	
38	Selleri	Knold	600	2,72	(PE) polyethylen, primær	8	0,02	44	
39	Bønner	Overskårne grøn, frosne, Danefrost, fine	1000	5,22	(PE) polyethylen, primær	14	0,07	146	
40	Ærter	Fine, frosne, Danefrost	1000	14,05	(PE) polyethylen, primær	14	0,20	393	
41	Spinat	Hel frosne, Danefrost	450	17,44	(PE) polyethylen, primær	8	0,14	279	
42	Champignon	Alm, friske, bakke	500	6,26	(PE) polyethylen, primær	12	0,08	150	
43	Log	2 kg pose	2000	11,90	(PE) polyethylen, primær	8	0,10	190	
44	Kinakål	Hoved	600	8,38	(PE) polyethylen, primær	8	0,07	134	
45	Salat	Grøn/hoved	170	63,11	(PE) polyethylen, primær	2	0,13	252	
46	Salat	Iceberg i pose	850	1,61	(PE) polyethylen, primær	5	0,01	16	
47	Dild	Frisk, bundt	20	15,00	(PE) polyethylen, primær	20	0,30	600	
48	Persille	Frisk, bundt	25	36,00	(PE) polyethylen, primær	40	1,44	2880	
49	Purløg	I potte	20	40,20	(PE) polyethylen, primær	10	0,40	804	
50	Bacon	Sliced Goman, 3 pak	450	28,00	(PE) polyethylen, primær	15	0,42	840	
51	Fars	Hak. flæskeskod, max. 20% fedt, tilbud	640	25,52	(PE) polyethylen, primær	2	0,05	102	
52	Flæskesteg	Mell.kam m svær,	1000	12,54	(PE) polyethylen, primær	14	0,18	351	
53	Nakkefilet	Nakkefilet, svin, tilbud	1000	6,53	(PE) polyethylen, primær	2	0,01	26	
54	Småkod	Svinesmåkød i tern af bov (1.2-1.5 kg)	1000	5,22	(PE) polyethylen, primær	4	0,02	42	
55	Lever	Lever, svin, hel,	1000	6,86	(PE) polyethylen, primær	4	0,03	55	
56	Medister	Medister, grov,	1000	6,53	(PE) polyethylen, primær	16	0,10	209	
57	Pølser	Hot Dog, ufarv., Goman	440	15,46	(PE) polyethylen, primær	8	0,12	247	
58	Oksekød	Oksekød, hakket,18-20% fedt, tilbud	1000	41,54	(PE) polyethylen, primær	4	0,17	332	
59	Oksekød	Roastbeef, tilbud	1000	7,85	(PE) polyethylen, primær	4	0,03	63	
60	Tykkam	Oksekød, tykkam	1000	10,45	(PE) polyethylen, primær	2	0,02	42	
61	Culotte	Tilbud	1000	10,01	(PE) polyethylen, primær	14	0,14	280	
62	Kylling	Lørdagskylling, natur, Danpo frost	1100	35,65	(PE) polyethylen, primær	5	0,18	357	
63	Kalkun	Schnitzel, frost, ""Beldis""	280	28,03	(PE) polyethylen, primær	10	0,28	561	
64	Rullepølse	Flæskerullepølse, skivet,disc.	140	14,91	(PE) polyethylen, primær	8	0,12	239	
65	Saltkød	Saltkød, skivet, Goman	100	20,88	(PE) polyethylen, primær	8	0,17	334	
66	Spegepølse	Spegepølse, hel, 3-stjernet	400	22,23	(PE) polyethylen, primær	14	0,31	622	
67	Fiskefilet	Frisk rødfisk	500	17,64	(PE) polyethylen, primær	8	0,14	282	
68	Fiskefilet	Rødspætte, filet/pan., frost, Prisco	500	14,64	(PE) polyethylen, primær	5	0,07	146	
69	Makrel	Hel/roget 300-400 g	350	22,42	(PE) polyethylen, primær	14	0,31	628	
70	Lakris	Skipperskrå	135	82,49	(PE) polyethylen, primær	5	0,41	825	
71	Chips	Franske kartofler, alm	250	36,00	(PE) polyethylen, primær	8	0,29	576	
72	Kød/mel bol	Kød-og melboller, Danefrost	1000	8,89	(PE) polyethylen, primær	14	0,12	249	
73	Suppe	Oxe/frost/spiseklar, Danefrost	1000	10,45	(PE) polyethylen, primær	14	0,15	293	

	C	D	E	F	H	J	K	L	M
74	Salt	Groft	1000	7,85	(PE) polyethylen, primær	8	0,06	126	
75	Peber	Sort stødt i glas, ""Sel de Vie""	40	3,90	(PE) polyethylen, primær	7	0,03	55	
76	Krydderi	Karry, paprika, stødt, brev, Sel de Vie	50	3,12	(PE) polyethylen, primær	4	0,01	25	
77	Krydderi	Oregano, Timian, Herbes, Muskatnød i brev	50	22,08	(PE) polyethylen, primær	4	0,09	177	
78	Kanel	Stødt Sel de Vie, brev	25	6,24	(PE) polyethylen, primær	3	0,02	37	
79	Remoulade	Let i pose	300	6,96	(PE) polyethylen, primær	8	0,06	111	
80	Sennep	Taffelsennep i drikkeglas	230	8,19	(PE) polyethylen, primær	5	0,04	82	
81	Bouillon	Okse/tern, 12 pak	132	9,73	(PE) polyethylen, primær	10	0,10	195	
82	Gær	Gær, 50 g, firkant, kokken	50	5,04	(PE) polyethylen, primær	2	0,01	20	
83	Kulør	Alm., Brugsen i plastflaske	250	1,68	(PE) polyethylen, primær	30	0,05	101	
84	Frugtsaft	Blandet frugtsaft, rød, Discount	1000	21,30	(PE) polyethylen, primær	3,5	0,07	149	
85	Juice	Appelsin i liter-brik, l	1000	20,89	(PE) polyethylen, primær	3,5	0,07	146	
86	Vin	Rødvin, Spansk Rioja, Baroja 1989	750	14,02	(PE) polyethylen, primær	1	0,01	28	
87	Kaffe	Merrild, vacc., tilbud på 4 stk	2000	15,52	(PE) polyethylen, primær	14	0,22	435	
88	undertøj, sæt	Co (trøje+trusser)		4,00	(PE) polyethylen, primær	5	0,02	40	
89	underbuks/trusser	Co, ""BHI""		4,00	(PE) polyethylen, primær	6	0,02	48	
90	Hårshampoo	Balsamshampoo, 1 Liter		5,60	(PE) polyethylen, primær	66	0,37	739	739
91	Hårbalsam	Balsam. m. protein 500 g.		1,00	(PE) polyethylen, primær	35	0,04	70	70
92	Skumgel	Studio Line Normal 150 ml.		1,70	(PE) polyethylen, primær	30	0,05	102	102
93	Brusebadsæbe	V. Gosh 250 ml.		2,00	(PE) polyethylen, primær	30	0,06	120	120
94	Brusebadsæbe	Nivea dusch, 250 ml.		4,00	(PE) polyethylen, primær	30	0,12	240	240
95	Papirløstørklæder	Purex"", 6 pk. a 10 stk.		9,00	(PE) polyethylen, primær	6	0,05	108	
96	Toiletpapir	Genbrugspap., Daily, 16 ruller		9,00	(PE) polyethylen, primær	16	0,14	288	
97	Hygiejnebind	""Normal"" 20 stk.		35,00	(PE) polyethylen, primær	8	0,28	560	
98	Truseindlæg	Libresse 30 stk.		8,00	(PE) polyethylen, primær	8	0,06	128	
99	Tandbørste, manuel	Jordan		16,00	(PE) polyethylen, primær	5	0,08	160	
100	Tandpasta	Colgate Carie kontrol, 2x 75 ml.		11,50	(PE) polyethylen, primær	62	0,71	1426	
101	Deodorant	Deodorant stift, 50 g		2,00	(PE) polyethylen, primær	14	0,03	56	
102	Deodorant	GOSH, 150 ml		4,00	(PE) polyethylen, primær	30	0,12	240	240
103	Fugtighedscreme	Blomst, 80 ml		1,00	(PE) polyethylen, primær	15	0,02	30	30
104	Bodylotion	V. Gosh 250 ml.		1,00	(PE) polyethylen, primær	30	0,03	60	60
105	Bodylotion	Vanderbilt, 150 ml.		2,00	(PE) polyethylen, primær	30	0,06	120	120
106	Vat	zig-zag 100% bom. 200 g.		3,00	(PE) polyethylen, primær	5	0,02	30	
107	Renselotion	Nivea renselotion, 200 ml.		1,00	(PE) polyethylen, primær	30	0,03	60	60
108	Acne/hudorme-middel	Basiron, 10 % 40 g.		0,50	(PE) polyethylen, primær	15	0,01	15	
109	Skin tonic	Nivea, norm.hud, 200 ml		1,00	(PE) polyethylen, primær	30	0,03	60	60
110	Special-creme	St.Ives Swiss form. Collagen Elastan, 591 ml.		1,00	(PE) polyethylen, primær	35	0,04	70	70
111	Foundation-creme	Pierre Robert Make-up mousse, 30 ml.		2,00	(PE) polyethylen, primær	15	0,03	60	
112	Øjenmake-up-fjerner	Øjen-make-up Fjerner, til vandfast., 100 ml		2,00	(PE) polyethylen, primær	15	0,03	60	60
113	Hårfjerningsmiddel	Hårfjerningsmiddel. 125ml.		1,00	(PE) polyethylen, primær	15	0,02	30	30
114	Neglelak-fjerner	Matas u. acetone. 100 ml.		1,00	(PE) polyethylen, primær	15	0,02	30	30
115	El-shaver	BRAUN 2015		0,10	(PE) polyethylen, primær	80	0,01	16	
116	Solbelyttelsescreme	Cosmea. Børne solblokker 80 ml., faktor 15		1,00	(PE) polyethylen, primær	15	0,02	30	30
117	Solbelyttelsescreme	Sollotion fak. 10, 80 g.		1,00	(PE) polyethylen, primær	15	0,02	30	30
118		Sum, flasker							2091
119	Smertestillende piller	Panodil 100 stk		0,75	(PE) polyethylen, primær	19	0,01	29	
120	Lokalbedøv. creme	Xylocain, 35 g salve		0,67	(PE) polyethylen, primær	15	0,01	20	
121	Læbepomade	Labello, 2 stk på kort: 17, 95 kr. v. et stk		8,00	(PE) polyethylen, primær	10	0,08	160	
122	Læbestift	Rimmel		3,00	(PE) polyethylen, primær	23	0,07	138	
123	film, farve, 24 stk	Kodak, 100 ASA		4,00	(PE) polyethylen, primær	10	0,04	80	
124	Computer, 14" farveskærm	Olivetti PCS 44C/486, 120mb/4 mb Ram		0,10	(PE) polyethylen, primær	175	0,02	35	
125	alufolie, 2 ruller	Alufolie, rulle á 20m, 2 stk		5,00	(PE) polyethylen, primær	4	0,02	40	
126	amoniak, ½ l	salmiakspiritus, 8%, 500 ml		0,33	(PE) polyethylen, primær	46	0,02	31	31
127	eddikesyre, ½ l	styrke: 32%, 500 ml		2,00	(PE) polyethylen, primær	46	0,09	184	184
128	gummihandsker	par mellemst., 1 stk, Marigold		6,00	(PE) polyethylen, primær	6	0,04	72	
129	karklud, 5 stk.	viscose, Alt mulig klud, 38x40 cm, 5 stk		4,00	(PE) polyethylen, primær	8	0,03	64	
130	klorin, 1½ l	liter: 1,5		0,50	(PE) polyethylen, primær	105	0,05	105	105
131		Sum, flasker							351
132	mobepolish	Sterling "Møbel Blank Fyrre-&Egetræsvoxs"	250	0,20	(PE) polyethylen, primær	35	0,01	14	
133	skurepulver, flydende	flydende, ""Vim"", 500 ml ""Skurecreme""		4,00	(PE) polyethylen, primær	35	0,14	280	280
134	sprit, ½ l	denatureret sprit, 500 ml		0,33	(PE) polyethylen, primær	46	0,02	31	31
135	sæbespån, 500 g	pose m. 500 g		3,00	(PE) polyethylen, primær	4	0,01	24	
136	sølvdyppemiddel, 600 ml	Sterling silver Dip, 600 ml		0,33	(PE) polyethylen, primær	65	0,02	43	43
137	tekstilshampoo, 500 ml	Sapur tæpperens		0,10	(PE) polyethylen, primær	65	0,01	13	13
138	toiletrens, 600 g	flydende til WC, ""Ajax"", 550 g		6,00	(PE) polyethylen, primær	35	0,21	420	420
139	universal rengøringsmiddel	Ajax, 1250 ml. ""Tornado rent""		4,00	(PE) polyethylen, primær	105	0,42	840	840
140	vinduespudsemiddel	Ajax, flaske m. pistol, 500 ml		1,00	(PE) polyethylen, primær	102	0,10	204	204
141	opvaskemiddel, 2 stk.	Vel, 2x675 ml		2,00	(PE) polyethylen, primær	70	0,14	280	280
142	afspændingsmiddel, ½ l	Neophos, surt, 500 ml		1,00	(PE) polyethylen, primær	35	0,04	70	70
143	filtersalt, 2 kg	Dansk S"", fint, 2 kg		8,00	(PE) polyethylen, primær	6	0,05	96	
144	maskinopvask, 3 kg	Neophos Ultra, 1 kg, pulv. (sv. t. 2 kg) v 3 kg		3,00	(PE) polyethylen, primær	170	0,51	1020	1020
145	kokkenrulle, 8 stk.	Daily, hvid, 1 pk. = 8 ruller, genbrug		18,00	(PE) polyethylen, primær	16	0,29	576	
146	servietter, 50 stk.	Hverdagsservietter, 50 stk, 33x33 cm		18,00	(PE) polyethylen, primær	4	0,07	144	

	C	D	E	F	H	J	K	L	M
147	stearinlys, 24 stk.	fyrfad , pk á 50stk / v. 24 stk		2,00	(PE) polyethylen, primær	25	0,05	100	
148	skyllemiddel, ½ l konc.	Bamseline l 1 konc., v 500 ml		1,00	(PE) polyethylen, primær	35	0,04	70	70
149		<i>Sum, flasker</i>							3240
150	demineraliseret vand, 5 l	dunk, 5 liter ""Brugsen""		1,00	(PE) polyethylen, primær	156	0,16	312	312
151	skocreme, 75 ml	hvid, dæk-creme ""Boston"" á 75 ml. /v 25 ml.		0,50	(PE) polyethylen, primær	15	0,01	15	
152	symaskineolie, 100 ml	Ok symaskineolie, syrefri, flaske á 100 ml		0,20	(PE) polyethylen, primær	15	0,00	6	6
153	pottemuld, 10 l	lit. 10, Lotus		1,00	(PE) polyethylen, mix	30	0,03	60	
154	gødning til blomster	Blomin, hvergangsgangsgødning, 950 ml		1,00	(PE) polyethylen, primær	65	0,07	130	130
155	dyne	dun: 800 g, 135x200 cm, ""Down Dreamer""		0,50	(PE) polyethylen, primær	100	0,05	100	
156	hovedpude	dun og fjer, 700g, 60x63 cm, ""Ole Lukøje""		1,00	(PE) polyethylen, primær	30	0,03	60	
157	linned, hovedpude, dynebetræk	strygefrit bomuld, sæt, "" Ålborg Linned"" , 3-delt		1,13	(PE) polyethylen, primær	15	0,02	34	
158	Sprinklervæske, 2,5 l	(tilføjet af IPU)		2,00	(PE) polyethylen, primær	90	0,18	360	360
159	Kølervæske, 1 l	(tilføjet af IPU)		1,00	(PE) polyethylen, primær	60	0,06	120	120
160	Motorolie, 1 l	(tilføjet af IPU)		2,00	(PE) polyethylen, primær	80	0,16	320	320
161	Motorolie, 4 l	v. skift på værksted (tilføjet af IPU)		2,00	(PE) polyethylen, primær	210	0,42	840	840
162		<i>Sum, flasker/dunke</i>							1640
163					(PE) polyethylen, i alt		22,29	44584	
164	Margarine	Plante 55% Natura	400	25,11	(PP) polypropylen, primær	30	0,75	1507	
165	Jordbær	Jordbær, spanske, friske, bak	800	5,04	(PP) polypropylen, primær	19	0,10	192	
166	Kiwi	på tilbud 5 stk	500	50,06	(PP) polypropylen, primær	19	0,95	1902	
167	Tomat	Frisk, udl. og dansk	500	94,10	(PP) polypropylen, primær	8	0,75	1506	
168	Porre	Friske, (2-3 cm) (Ca. 6 stk)	1000	14,50	(PP) polypropylen, primær	8	0,12	232	
169	Karse	I plastbakke m låg (vægt u låg)	20	43,80	(PP) polypropylen, primær	30	1,31	2628	
170	Skinkesalat	Færdiglavet	400	23,52	(PP) polypropylen, primær	20	0,47	941	
171	Sild	Marineret, Lund i spand (800 g)	400	31,35	(PP) polypropylen, primær	55	1,72	3449	
172	Tandstikkere	Tandex, træ, 140stk		1,60	(PP) polypropylen, primær	14	0,02	45	
173	søm	blandede søm, 650 g ""Sømmix""		0,04	(PP) polypropylen, primær	50	0,00	4	
174					(PP) polypropylen, i alt		6,20	12404	
175	Ost	Hytte, naturel 20%, Tholstrup, bæger 200 g	200	13,08	(PS) polystyren, primær	16	0,21	419	
176	Fars	Hak. flæskeskod, max. 20% fedt, tilbud	640	25,52	(PS) polystyren, primær	3	0,08	153	
177	Nakkefilet	Nakkefilet, svin, tilbud	1000	6,53	(PS) polystyren, primær	3	0,02	39	
178	½	Svinesmåkod i tern af bov (1.2-1.5 kg)	1000	5,22	(PS) polystyren, primær	5	0,03	52	
179	Lever	Lever, svin, hel,	1000	6,86	(PS) polystyren, primær	5	0,03	69	
180	Oksekød	Oksekød, hakket, 18-20% fedt, tilbud	1000	41,54	(PS) polystyren, primær	5	0,21	415	
181	Oksekød	Roastbeef, tilbud	1000	7,85	(PS) polystyren, primær	5	0,04	78	
182	Tykkam	Oksekød, tykkam	1000	10,45	(PS) polystyren, primær	3	0,03	63	
183	Computer, 14" farveskærm	Olivetti PCS 44C/486, 120mb/4 mb Ram		0,10	(PS) polystyren, primær	760	0,08	152	
184					(PS) polystyren, i alt		0,72	1440	
185	Fars	Hak. flæskeskod, max. 20% fedt, tilbud	640	25,52	(PET) polyethylenterephthalat, primær	2	0,05	102	
186	Nakkefilet	Nakkefilet, svin, tilbud	1000	6,53	(PET) polyethylenterephthalat, primær	2	0,01	26	
187	Småkød	Svinesmåkod i tern af bov (1.2-1.5 kg)	1000	5,22	(PET) polyethylenterephthalat, primær	3	0,02	31	
188	Lever	Lever, svin, hel,	1000	6,86	(PET) polyethylenterephthalat, primær	3	0,02	41	
189	Oksekød	Oksekød, hakket, 18-20% fedt, tilbud	1000	41,54	(PET) polyethylenterephthalat, primær	3	0,12	249	
190	Oksekød	Roastbeef, tilbud	1000	7,85	(PET) polyethylenterephthalat, primær	3	0,02	47	
191	Tykkam	Oksekød, tykkam	1000	10,45	(PET) polyethylenterephthalat, primær	2	0,02	42	
192	Sodavand (tilføjet af IPU)	Sodavand i 50 cl PET flaske, recirkuleres 30 gange	500	60,00	(PET) polyethylenterephthalat, primær	2	0,12	240	240
193	benzin, ½ l	rensebenzin, 500 ml	500	0,50	(PET) polyethylenterephthalat, primær	46	0,02	46	46
194					(PET) polyethylenterephthalat, i alt		0,41	825	
195	ur	Swatch		0,20	(ABS) acrylbutadienstyren, primær	80	0,02	32	
196	ur	Tissot		0,10	(ABS) acrylbutadienstyren, primær	80	0,01	16	
197	ur	Tissot		0,10	(ABS) acrylbutadienstyren, primær	80	0,01	16	
198					(ABS) acrylbutadienstyren, i alt		0,03	64	
199	Fars	Hak. flæskeskod, max. 20% fedt, tilbud	640	25,52	(EPS) expandable PS	9	0,23	459	
200	Småkød	Svinesmåkod i tern af bov (1.2-1.5 kg)	1000	5,22	(EPS) expandable PS	18	0,09	188	
201	Lever	Lever, svin, hel,	1000	6,86	(EPS) expandable PS	34	0,23	467	
202	Medister	Medister, grov,	1000	6,53	(EPS) expandable PS	34	0,22	444	
203	Oksekød	Oksekød, hakket, 18-20% fedt, tilbud	1000	41,54	(EPS) expandable PS	34	1,41	2825	
204	Oksekød	Roastbeef, tilbud	1000	7,85	(EPS) expandable PS	18	0,14	283	
205	El-shaver	BRAUN 2015		0,10	(EPS) expandable PS	80	0,01	16	
206	symaskine	Grafitti Elna		0,04	(EPS) expandable PS	500	0,02	40	
207					(EPS) expandable PS, i alt		2,36	4721	
208		* Skønnet af IPU. Delsummer for senere analyse skrevet med kursiv. Delsummerne vedrører:							
209		- Saucer, sennep, is, m.v.							
210		- Kosmetik & hårplejemidler							
211		- Flydende kemiske produkter							
212		- Sæbe og rengøringsmidler							
213		- Fedt & olieprodukter							
214									
215									

Indsamlingspotentialer og afsætning

Indsamlingspotentialer og afsætningsmuligheder, samt de produkter plastemballage genvindes som er skitseret i tabellen på næste side. Tabellen forklares således:

1. **Emballagetype og indhold**
Emballagetyperne er dels skønnet i forhold til materialetyperne ved hjælp af tabel 1 i hovedteksten og dels vurderet af (Christensen, 2000)
2. **Mængde af de enkelte materialetyper**
Mængden af de enkelte materialetyper er hentet fra tabel 2 i hovedteksten, som har sit grundlag i (Miljøstyrelsen, 2000). For detailemballage er der kun taget hensyn til flasker (opgjort i tabellen i bilag A). En del materialetyper må formodes at være fejlskønnet, hvilket er kommenteret under bemærkninger. Det betyder, at de reelle potentialer kan være anderledes fordelt på materialer end hvad tabellen viser.
3. **Afsætning, indsamling til genvindingsvirksomhed**
Formålet med denne vurdering er at belyse, om der er begrænsning i muligheden af at få indsamlet plast genvundet. (Christensen, 2000) skønner, at der ikke er kapacitetsproblemer for genvinding af plast herhjemme, eller at plasts-krot alternativt kan oparbejdes i udlandet. Begrænsninger ligger i, at nogle emballager kan give problemer for genvindingsvirksomheden med hensyn til miljø, arbejdsmiljø eller produktkvalitet.
4. **Produkttype af genvundet plast**
Plast, som kan genvindes uden kvalitetsproblemer, bliver brugt til produkter, som man alternativt ville have fremstillet i primær plast i nogenlunde samme eller måske lidt mindre mængde. Der vil ofte være tale om andre produkter end det oprindelige, men kvalitetsmæssigt giver det ingen mening at tale om downcykling (men nok om kompensering af egenskaber). Hvis der er kvalitetsproblemer bliver plasten brugt til produkter, som man alternativt ville have fremstillet af en betydelig mindre mængde primær plast, eller af et helt andet materiale, f.eks. træ. Der er her tale om downcykling.
Genvindings LD-PE bruges typisk til folier for landbrug, byggeindustri eller transportemballage samt til affaldssække og bæreposer. Genvindings HD-PE bruges typisk til transportkasser, paller eller trykløse rør, f.eks. kabelrør og –bakker. EPS kan f.eks. genvindes som stødabsorberende chips eller som PS; men bruges også som jordforbedringsmiddel til gartnerier, hvilket må anses for en væsentlig downcykling.
5. **OBS! Problemer ved genvinding**
Problemer med genvindingen referer til miljø, arbejdsmiljø eller produktkvalitet. Hvilke(t) af disse der er problemet er kommenteret under bemærkninger.
Miljøproblemer kan opstå som følge af miljøskadelige rester i emballagen, f.eks. olie, rengøringsmidler, kemikalier, giftstoffer, etc.. Arbejdsmiljøproblemer kan opstå som følge af uhygiejnisk rester i emballagen, dvs. typisk fordærvelige fødevarer.
Kvalitetsproblemer kan opstå, fordi rester i emballagen, som vanskeligt lader sig vaske ud, virker ødelæggende på plaststrukturen. Det gælder f.eks. olie-/fedtholdige produkter og levnedsmidler, lak/maling etc. Også emballager, som er nedbrudt på grund af brug kan give kvalitetsproblemer, f.eks. hvis de har indeholdt stærkt aggressive medier.
6. **Afsætning for det genvundne produkt**
Formålet med denne vurdering er at belyse, om der er begrænsning i afsætningsmuligheden af genvundet plast. (Christensen, 2000) skønner, at der ikke er afsætningsproblemer for genvundet plast herhjemme, forudsat at prisen er attraktiv og dokumentation af kvalitet er tilfredsstillende.
7. **Bemærkninger**
Bemærkningerne vedrører især materialetype og Obs! af problemer.

Input							Output			Bemærkninger	
Emballagetype og indhold	Mængde, tons						Afsætning	Produkttype	Obs!		Afsætning
	PP	PS	EPS	PET	HD-PE	LD-PE					
Detailemballage											
Flasker/botter											
Drikkevarer				1100	200		ok	Dunke, kasser, paller, rør		ok	
Kosmetik, hårplejemidler	720			1870	3100		!	Risiko for downcykling	!	ok	Miljø, kvalitet
Sauce, sennep, is, m.v.				510	5160		!	Risiko for downcykling	!	ok	Meget er PP botter. Hygiejne, kvalitet
Sæbe, rengøringsmidler	650				1000		!	Risiko for downcykling	!	ok	Miljø, kvalitet
Fedt, olieprodukter	500				680		!	Risiko for downcykling	!	ok	Miljø, kvalitet
Fl. kemiske produkter					9		!	Risiko for downcykling	!	ok	Familien: 350t PE, 50 t PET
Mejeri					520		!	Kasser, paller, rør	!	ok	Hygiejne
Lak/maling	210						!	Risiko for downcykling	!	ok	Miljø, kvalitet
Transportemballage											
Sække/poser											
Møbler					6080		ok	Kasser, paller, rør		ok	Meget er LD-PE
Maskiner, TV, el, h.hv.,					1000		ok	Kasser, paller, rør		ok	Meget er LD-PE
Dyrefoder					2240		ok	Kasser, paller, rør		ok	Meget er LD-PE
Garn & stoffer						1950	ok	Folier, sække, poser		ok	
Godning						9860	ok	Folier, sække, poser		ok	
Varer af plast						1100	ok	Folier, sække, poser		ok	
Låse & beslag						540	ok	Folier, sække, poser		ok	
Mel						340	ok	Folier, sække, poser		ok	
Cement, asfalt, slibemidler						260	ok	Folier, sække, poser		ok	Sand og mørtel incl.?
Majs						550	ok	Folier, sække, poser		ok	
Grønsager						1270	ok	Folier, sække, poser		ok	
Bekæmp.midler, cement					1340	510	!	Kasser, paller, rør	!	ok	Cement? Miljø
Strækfilm											
Drikkevarer						770	ok	Folier, sække, poser		ok	
Papirvarer						290	ok	Folier, sække, poser		ok	
Kosmetik, hårplejemidler						310	ok	Folier, sække, poser		ok	
Forarb. frugt/grønt, surt						1050	ok	Folier, sække, poser		ok	
Sukkervarer						620	ok	Folier, sække, poser		ok	
Isolering (supplement IPU)						1000	ok	Folier, sække, poser		ok	
Kød (fersk)						540	!	Folier, sække, poser	!	ok	Hygiejne
Krympefolie											
Møbler						3370	ok	Folier, sække, poser		ok	
Maskiner, TV, el., h.hv.						1220	ok	Folier, sække, poser		ok	
Kaffe, the, krydderier						310	ok	Folier, sække, poser		ok	
Isolering (supplement IPU)						2000	ok	Folier, sække, poser		ok	
Krympehætte											
Glas						1270	ok	Folier, sække, poser		ok	
Sauce, sennep, is m.v.						750	ok	Folier, sække, poser		ok	
H.hv., maskindele, pumper						1020	ok	Folier, sække, poser		ok	
Mur- og tagsten						670	ok	Folier, sække, poser		ok	
Cement, asfalt, slibemidler						640	ok	Folier, sække, poser		ok	
Isolering (supplement IPU)						2000	ok	Folier, sække, poser		ok	
Dunke/spande											
Sauce, sennep, is, m.v.						420	!	Folier, sække, poser	!	ok	HD-PE? Hygiejne.
Sæbe/rengøringsmidler					720		!	Risiko for downcykling	!	ok	Miljø, kvalitet
Fedt/olieprodukter					7610	360	!	Risiko for downcykling	!	ok	LD-PE er poser eller folie?
Lak/maling					7570		!	Risiko for downcykling	!	ok	Miljø, kvalitet
Fl. kemiske produkter						1580	!	Risiko for downcykling	!	ok	Meget er PP. Miljø, kvalitet
Kasser											
Drikkevarer					600		ok	Kasser, paller, rør		ok	
Mejeri					290		ok	Kasser, paller, rør		ok	
Forarb. frugt/grønt, surt					310		ok	Kasser, paller, rør		ok	
Blomster			2500				ok	Kasser, stødabs., jord		ok	Noget er HD-PE
Fisk (fersk)			1750				!	Kasser, stødabs., jord	!	ok	Meget er HD-PE. Hygiejne
Grønsager			2440				ok	Kasser, stødabs., jord		ok	Noget er HD-PE
Kød (fersk)					2940		!	Kasser, paller, rør	!	ok	Hygiejne
Stodabsorbtion											
Møbler			6080				ok	Kasser, stødabs., jord		ok	
Maskiner, TV, el., h.hv.			1200				ok	Kasser, stødabs., jord		ok	
H.hv., maskindele, pumper			1670				ok	Kasser, stødabs., jord		ok	
Varer af plast			420				ok	Kasser, stødabs., jord		ok	
Ukendt											
Glas		540				1950	ok	Folier, sække, poser		ok	Poser eller folie? EPS?
Fedt, olieprodukter						360	!	Risiko for downcykling		ok	Folie? Hygiejne, kvalitet
Frugt		260					ok	?		ok	EPS?
Tryksager	600						ok	?		ok	
Mur & tagsten					2500	680	ok	Kasser, paller, rør		ok	LD-PE folie/hætter? Paller?

Rengøring af husholdningsemballage, COD og spildevandsrensning

Produkter og ingredienser:

Remoulade:	Salatmesteren 400 gram
Ind ingredienser:	Plateolie (35%), hvidkål, vand, sukker, eddike, past. Æggeblomme(2,5 %), løg, hvedestivelse, malsstivelse, krydderier, salt, gelantine.
Tilsat:	Stabilisator (E401, E410, E412, E1412). Konserveringsmidler: (E202, E211) Surhedsregulerende midler (E296, E330)
Næringsindhold pr. 100g ca. :	Energi 1620 kJ. Protein 1 g. Kulhydrat 14 g. Fedt 36 g. Ialt ca. 51 gram
pH under 4,5 (Fabriks oplysning)	
Embalage:	Polypropylen (PP) (gæt låg ditto)

Mayonnaise:	Salatmesteren 400 gram
Ind ingredienser:	Plateolie (78%), vand, estragoneddike (0,8), past. Æggeblomme (5 %), salt.
Tilsat:	Stabilisator (E401, E410, E412). Konserveringsmidler: (E202). Surhedsregulerende midler (E270, E260) Farvestof (160a).
Næringsindhold pr. 100g ca. :	Energi 3020 kJ. Protein 0-1 g. Kulhydrat 0-1 g. Fedt 79 g. Ialt ca. 80 gram
pH under 4,5 (Fabriks oplysning)	
Embalage:	Polypropylen (PP) (gæt låg ditto)

Sennep	
Ind ingredienser:	
Tilsat:	Stabilisator (E401, E410, E412). Konserveringsmidler: (E202). Surhedsregulerende midler (E270, E260) Farvestof (160a).
Næringsindhold pr. 100g ca. :	Energi kJ. Protein 2,5 g. Kulhydrat 27 g. Fedt 1,5 g. Ialt ca. 31 gram
Embalage:	Polypropylen (PP) (gæt låg ditto)

Ketchup	Heinz 700 g
Ind ingredienser:	Tomatpuré (52%), Eddike, Glykosesirup, sukker, krydderier
Tilsat:	Konserveringsmidler: Ingen
Næringsindhold pr. 100g ca. :	Energi 456 kJ. Protein 1 g. Kulhydrat 24,7 g. Fedt 0,1 g. Ialt ca. 26 gram
Embalage:	Polypropylen (PP). Låg ditto.

Produkter og ingredienser, fortsat:

Letmælk	Arla, 2 l
Ind ingredienser:	Pasteuriseret homogeniseret letmælk
Tilsat:	Konserveringsmidler: Ingen
Næringsindhold pr. 100g ca. :	Energi 190 kJ. Protein 3,4 g. Kulhydrat 4,8 g. Fedt 1,5 g. Ialt ca. 10 gram
Embalage:	Høj densitet Polyetylen (PE-HD). Låg ditto.
Yoghurt	Arla, Yoggi jordbær letmælksyoghurt, 1 l
Ind ingredienser:	85 % syrnet letmælk, 15 % syltede jordbær
Tilsat:	Konserveringsmidler: Ingen
Næringsindhold pr. 100g ca. :	Energi 320 kJ. Protein 3,7 g. Kulhydrat 12 g. Fedt 1,3 g. Ialt ca. 17 gram
Embalage:	(PET)
Cultura yoghurt	Arla, Cultura naturel, 150 ml
Ind ingredienser:	Syrnet sødmælk
Tilsat:	Konserveringsmidler: Ingen
Næringsindhold pr. 100g ca. :	Energi 270 kJ. Protein 4,1 g. Kulhydrat 3,4 g. Fedt 3,5 g. Ialt ca. 11 gram
Embalage:	Polystyren (PS)
Is	Figaro nougat/choko flødeis, 1 l.
Ind ingredienser:	35% skummetmælk, 25% fløde, 13% sukker, 9% glucosesirup, 7% nougat, 4% mælkepro 2% nødder, 2% chokolade
Tilsat:	Emulgatorer: E322, E471 Stabilisator: E410, E412 Aroma
Næringsindhold pr. 100g ca. :	Energi 930 kJ. Protein 2,5 g. Kulhydrat 24 g. Fedt 13 g. Ialt ca. 40 gram
Embalage:	Polypropylen (PP). Låg ditto.
Honning	Udenlandsk bihonning, 425/450 g
Ind ingredienser:	Bihonning
Tilsat:	Konserveringsmidler: Ingen
Næringsindhold pr. 100g ca. :	Energi 1420 kJ. Protein 0-1 g. Kulhydrat 83 g. Fedt 0 g. Ialt ca. 83 gram
Embalage:	Polypropylen (PP). Låg ditto.

Produkter og ingredienser, fortsat:

Shampoo	Elida ekstra pleje 220 ml
Ind ingredienser:	Aqua, Sodium Laureth Sulfate, Cocamidopropyl Betaine, Sodium Chlorid, Glycol Stearate, Pareth Sulfate, Parfum, Guar Hydroxypropyltrimonium Chlorid, BHT, Citric Acid, Sodium hy
Embalage:	(Gæt høj densitet Polyetylen PE-HD eller PP). Låg PP.
Bodylotion:	TOP til alle hudtyper 300 ml
Ind ingredienser:	Vand, isopropyl myristate(C17H34O2), flydende parafin, propylen glycol, triceteareth-4 fos urinstof, parfume, carboner, phenoxyethanol, methyldibrom glytaronitrile, tri ethanolamine pH ca. 6 (fabriks oplysning)
Embalage:	(Gæt polypropylen PP) (gæt låg ditto)
Rengøringsmiddel:	Ajax original 1250 ml
Ind ingredienser:	< 5% Anioniske og nonioniske tensider, sæbe, diglykolater, magnesiumsulfat, konservering
Miljøinformation:	De overfladeaktive stoffer er biologiske nedbrydelige I henhold til OECD testmetode 301A-
Embalage:	Høj densitet Polyetylen (PE-HD). (gæt låg ditto)
Eddike	Lager eddike, 1 l
Ind ingredienser:	5% ren gæringseddike
Embalage:	(Gæt høj densitet Polyetylen PE-HD)

Rengøring af husholdningsemballager									
Vejnings resultater:									
Beholder	materiale		Indhold	Vægt med indhold	Vægt efter tømning	Vægt efter vask	Vægt udvasket materiale	Vandmængde	Sæbeforbrug
nr.	beholder	låg		gram	gram	gram	gram	liter	ml
1	PP	PP?	Remoulade	426,55	79,02	31,06	47,96	4	1,5
2	PP	PP?	Remoulade	425,22	79	31,96	47,04	4,5	1,5
3	PP	PP?	Remoulade	425,32	105	30,61	74,39	4,5	1,5
4	PP	PP?	Mayonnaise	430,5	81,8	30,34	51,46	5,5	3,0
5	PP	PP?	Mayonnaise	433,08	70,75	30,65	40,1	5	3,0
6	PP	PP?	Mayonnaise	431,05	104,76	29,11	75,65	4,5	3,0
7	PP?	PP	Shampoo	262,12	50,63	33,01	17,62	4,5	0,0
8	PP?	PP?	Bodylotion	328,35	63,28	38,5	24,78	3	0,0
9	PE-HD	PE-HD?	Rengøringsmiddel	1327,54	74,6	70,27	4,33	3	0,0
10	PP	PP	Is		55,88	50,2	5,68	2	1,5
11	PS	?	Cultura 150 ml		10,05	9,4	0,65	2	1,5
12	PP	PP	Ketchup		59,68	44,88	14,8	3	1,5
13	PE-HD	PE-HD?	Mælk 2 liter		51,8	46,54	5,26	0,5	0
14	PET	?	Yoghurt 1 l		128,21	39,19	89,02	4,5	1,5
15	PP	PP	Honning		24,16	20,5	3,66	1,5	1,5
16	PP	PP	Honning		23,46	21,42	2,04	2	1,5
17	PP	PP?	Sennep	425	78	31	47	4	1,5
18	PE-HD?	PE-HD?	Eddike		38,68	38,41	0,27	0,5	0
Ved vask af beholder 1-6; 8;10-12; 14-17 er følgende procedure anvendt:									
Én skylning og udrystning efterfulgt af vask med sæbe og børste 1 eller 2 gange afhængig af resultat.									
Til sidst en skylning af beholder og låg. Der er benyttet varmt vand.									
Ved vask af beholder 7; 9 er følgende procedure anvendt:									
Skylning med varmt vand og udrystning, gentaget indtil beholderen var ren.									
Ved vask af beholder 13; 18 er følgende procedure anvendt:									
Skylning med koldt vand og udrystning, gentaget indtil beholderen var ren.									
Det bør nævnes at remoulade, mayonnaise og sennep flaskerne ikke var konstrueret med aftageligt låg hvilket vanskeliggjorde åbning af beholderen.									

Beregning af COD:

Værdier ifølge Mogens Henze et.al., Spildevandsrensning, tabel 3,3

	kg O ₂ / kg stof
Olie, fedtstof	2,03
Kulhydrat	1,13
Protein	1,2

Udregnede værdier af kg O₂/kg stof

	Formel	kg stof	kg O ₂	kg O ₂ / kg stof
Detergent	C18-H20-O4-S-Na	355	736	2,07
Opløsningsmiddel	C17-H34-O2	270	784	2,90
Eddikesyre	C2-H4-O2	60	64	1,07

Det antages at ca. 40 % af bodylotionen er vand og ca. 60 % er opløsningsmiddelet isopropyl myristat og olie
De to sæber hhv. Shampoo og Ajax antages ud fra indholdsfortegnelsen at indeholde hovedsageligt vand
og detergent derfor beregnes COD indholdet som 25 % detergent

Beholder nr.	Indhold	Fedt(Olie)	Kulhydrat	Protein	Vand	Detergent fra opvaskemiddel
		gram	gram	gram	gram	gram
1	Remoulade	17,27	6,71	0,48	23,50	0,75
2	Remoulade	16,93	6,59	0,47	23,05	0,75
3	Remoulade	26,78	10,41	0,74	36,45	0,75
4	Mayonnaise	40,65	0,51	0,51	9,78	1,50
5	Mayonnaise	31,68	0,40	0,40	7,62	1,50
6	Mayonnaise	59,76	0,76	0,76	14,37	1,50
			Detergent		Vand	
			gram		gram	
7	Shampoo		4,41		13,22	0,00
		Fedt(Olie)	Opløsningsmiddel			
		gram	gram			
8	Bodylotion	7,43	7,43		9,91	0,00
			Detergent		Vand	
			gram		gram	
9	Rengøringsmiddel		1,08		3,25	0,00
		Fedt(Olie)	Kulhydrat	Protein	Vand	
		gram	gram	gram	gram	
10	Is	0,74	1,36	0,14	3,44	0,75
11	Cultura 150 ml	0,02	0,02	0,03	0,63	0,75
12	Ketchup	0,15	3,66	1,48	9,52	0,75
13	Mælk 2 liter	0,08	0,25	0,18	4,75	0,00
14	Yoghurt	1,16	10,68	3,29	73,89	0,75
15	Honning	0,00	3,04	0,04	0,59	0,75
16	Honning	0,00	1,69	0,02	0,33	0,75
17	Sennep	7,05	12,69	11,75	15,51	0,75
		Eddikesyre			Vand	
		gram			gram	
18	Eddike	0,14			0,14	0,00

Beregning af COD, fortsat

Beholder nr.	Indhold	Fedt(Olie)	Kulhydrat	Protein		Detergent fra opvaskemiddel	COD	COD
		gram COD	gram COD	gram COD		gram COD	gram	kg/kg plast
1	Remoulade	35,05	7,59	0,58		1,55	44,77	1,44
2	Remoulade	34,38	7,44	0,56		1,55	43,94	1,37
3	Remoulade	54,36	11,77	0,89		1,55	68,58	2,24
4	Mayonnaise	82,53	0,58	0,62		3,11	86,84	2,86
5	Mayonnaise	64,31	0,45	0,48		3,11	68,35	2,23
6	Mayonnaise	121,32	0,85	0,91		3,11	126,19	4,34
			Detergent					
			gram					
7	Shampoo	0,00	9,13			0,00	9,13	0,28
		Fedtstof	Opløsningsmiddel					
		gram COD	gram COD					
8	Bodylotion	15,09	21,59			0,00	36,68	0,95
			Detergent					
			gram					
9	Rengøringsmiddel	0,00	2,24			0,00	2,24	0,03
		Fedt(Olie)	Kulhydrat	Protein				
		gram COD	gram COD	gram COD				
10	Is	1,50	1,54	0,17		1,55	4,76	0,09
11	Cultura 150 ml	0,05	0,02	0,03		1,55	1,66	0,18
12	Ketchup	0,30	4,13	1,78		1,55	7,76	0,17
13	Mælk 2 liter	0,16	0,29	0,21		0,00	0,66	0,01
14	Yoghurt	2,35	12,07	3,95		1,55	19,93	0,51
15	Honning	0,00	3,43	0,04		1,55	5,03	0,25
16	Honning	0,00	1,91	0,02		1,55	3,49	0,16
17	Sennep	14,31	14,34	14,10		1,55	44,31	1,43
		Eddikesyre						
		gram COD						
18	Eddike	0,14				0,00	0,14	0,004

Energiforbrug ved emballagegenbrug

Energiforbrug til spildevandsrensning: per kg COD

Ifølge (Jørgensen, 2000)(Lynettefællesskabet, 2000)

COD belastning	30400000 kg/år	
El -forbrug	28321000 kWh/år	0,932 kWh/kg COD
Fyringsolie*	1832000 l/år	0,051 kg/kg COD
Biogas (intern produktion)*	4367300 Nm ³ /år	0,144 Nm ³ /kg COD
Slam til forbrænding	17705000 kg TS/år	0,582 kg TS/kg COD
Fjernvarmeproduktion	26989000 kWh/år	0,888 kWh/kg COD

* støttefyring til slamforbrænding

Det antages at energiforbruget på rensningsanlægget hovedsageligt går til beluftning af tankene

* Produkt 9 sættes til 0 da det udvaskede produkt anvendes til dets funktionsformål.

Energiforbrug til vandopvarmning:

pr. Flaske

Produkt	Indhold	liter	65 °C, kJ**	40 °C, kJ**
1	Remoulade	4	1027	560,0
2	Remoulade	4,5	1155	630,0
3	Remoulade	4,5	1155	630,0
4	Mayonnaise	5,5	1412	770,0
5	Mayonnaise	5	1283	700,0
6	Mayonnaise	4,5	1155	630,0
7	Shampoo	4,5	1155	630,0
8	Bodylotion	3	770	420,0
9	Rengøringsmiddel	3	0	0,0
10	Is	2	513	280,0
11	Cultura 150 ml	2	513	280,0
12	Ketchup	3	770	420,0
13	Mælk 2 liter	0,5	0	0,0
14	Yoghurt 1 l	4,5	1155	630,0
15	Honning	1,5	385	210,0
16	Honning	2	513	280,0
17	Sennep	4	1027	560,0
18	Eddike	0,5	0,0	0,0

Cp=4,2 (kJ/kg*°C), effektivitets factor 90% for fyr

** Produkt 9 sættes til 0 da det udvaskede produkt anvendes til dets funktionsformål.

Produkt 13 & 18 er 0 da vask sker i koldt vand.

Energiforbrug ved emballagegenbrug, fortsat

Energiforbrug pr. kg plast vandtemp 65 °C

Fordeling af vandopvarmning på brændsel

Produkt	Indhold	Vandforbrug*	Vandopvarmning**	Olie, 60 %	Naturgas, 40 %
		l / kg	MJ / kg	MJ / kg	MJ / kg
1	Remoulade	129	33,1	19,8	13,2
2	Remoulade	141	36,1	21,7	14,5
3	Remoulade	147	37,7	22,6	15,1
4	Mayonnaise	181	46,5	27,9	18,6
5	Mayonnaise	163	41,9	25,1	16,7
6	Mayonnaise	155	39,7	23,8	15,9
7	Shampoo	136	35,0	21,0	14,0
8	Bodylotion	78	20,0	12,0	8,0
9	Rengøringsmiddel	0	0,0	0,0	0,0
10	Is	40	10,2	6,1	4,1
11	Cultura 150 ml	213	54,6	32,8	21,8
12	Ketchup	67	17,2	10,3	6,9
13	Mælk 2 liter	11	0,0	0,0	0,0
14	Yoghurt 1 l	115	29,5	17,7	11,8
15	Honning	73	18,8	11,3	7,5
16	Honning	93	24,0	14,4	9,6
17	Sennep	129	33,1	19,9	13,2
18	Eddike	13	0,0	0,0	0,0

Energiforbrug pr. kg plast vandtemp 40 °C

Fordeling af vandopvarmning på brændsel

Produkt	Indhold	Vandforbrug*	Vandopvarmning**	Olie, 60 %	Naturgas, 40 %
		l / kg	MJ / kg	MJ / kg	MJ / kg
1	Remoulade	129	18,0	10,8	7,2
2	Remoulade	141	19,7	11,8	7,9
3	Remoulade	147	20,6	12,3	8,2
4	Mayonnaise	181	25,4	15,2	10,2
5	Mayonnaise	163	22,8	13,7	9,1
6	Mayonnaise	155	21,6	13,0	8,7
7	Shampoo	136	19,1	11,5	7,6
8	Bodylotion	78	10,9	6,5	4,4
9	Rengøringsmiddel	0	0,0	0,0	0,0
10	Is	40	5,6	3,3	2,2
11	Cultura 150 ml	213	29,8	17,9	11,9
12	Ketchup	67	9,4	5,6	3,7
13	Mælk 2 liter	11	0,0	0,0	0,0
14	Yoghurt 1 l	115	16,1	9,6	6,4
15	Honning	73	10,2	6,1	4,1
16	Honning	93	13,1	7,8	5,2
17	Sennep	129	18,1	10,8	7,2
18	Eddike	13	0,0	0,0	0,0

* Produkt 9 sættes til 0 da det udvaskede produkt anvendes til dets funktionsformål.

** Produkt 9 sættes til 0 da det udvaskede produkt anvendes til dets funktionsformål.

Produkt 13 & 18 er 0 da vask sker i koldt vand.

Energiproduktion ved forbrænding af resterende indhold i plastemballagen

Brændværdi

Olie	40	kJ/g
Overfladeaktive stoffer og detergenter	30	kJ/g
Kulhydrater	18	kJ/g
Eddikesyre	15	kJ/g
Vands fordampningsvarme	2,25	kJ/g

Energi ved forbrænding:

Produkt	Indhold	Fra fedt	Fra kulhydrat og protein	Fra detergent og opløsnings- middel	Fra eddikesyre	Energiforbrug til vandfordampning*	Energigevinst ved forbrænding	Energigevinst ved forbrænding pr. Kg plast**
		kJ pr. Flaske	kJ pr. flaske	kJ pr. flaske	kJ pr. flaske	kJ pr. flaske	kJ pr. flaske	MJ / kg
1	Remoulade	690,6	129,5	22,5	0,0	-15,9	826,8	27
2	Remoulade	677,4	127,0	22,5	0,0	-15,6	811,3	25
3	Remoulade	1071,2	200,9	22,5	0,0	-24,6	1270,0	41
4	Mayonnaise	1626,1	18,5	45,0	0,0	-6,6	1683,1	55
5	Mayonnaise	1267,2	14,4	45,0	0,0	-5,1	1321,5	43
6	Mayonnaise	2390,5	27,2	45,0	0,0	-9,7	2453,1	84
7	Shampoo	0,0	0,0	132,2	0,0	-8,9	123,2	4
8	Bodylotion	297,4	0,0	223,0	0,0	-6,7	513,7	13
9	Rengøringsmiddel	0,0	0,0	32,5	0,0	-2,2	30,3	0,4
10	Is	29,5	27,1	22,5	0,0	-2,3	76,8	1,5
11	Cultura 150 ml	0,9	0,9	22,5	0,0	-0,4	23,9	2,5
12	Ketchup	5,9	92,4	22,5	0,0	-6,4	114,4	2,5
13	Mælk 2 liter	3,2	7,8	0,0	0,0	-3,2	7,7	0,2
14	Yoghurt 1 l	46,3	251,6	22,5	0,0	-49,9	270,5	6,9
15	Honning	0,0	55,3	22,5	0,0	-0,4	77,4	3,8
16	Honning	0,0	30,8	22,5	0,0	-0,2	53,1	2,5
17	Sennep	282,0	439,9	22,5	0,0	-10,5	734,0	23,7
18	Eddike	0,0	0,0	0,0	2,0	-0,1	1,9	0,1

*Ved forbrænding skal der fordampes 30 % af vandet da resten udkondenseres igen

**Restindhold per kg plast, dvs. excl. plastflaskens brændværdi.

Energiforbrug ved emballagegenbrug

Energiforbrug pr. kg plast vandtemp 40 (°C)

Fordeling af vandopvarmning på brændsel

Produkt	Indhold	Rensningsanlæg*		Vandopvarmning**		Fordeling af vandopvarmning på brændsel	
		kg COD/kg plast	COD gruppe	MJ / kg	Opvarmnings gruppe***	Olie, 60 % MJ / kg	Naturgas, 40 % MJ / kg
1	Remoulade	1,441	H	18,0	H	10,8	7,2
2	Remoulade	1,375		19,7		11,8	7,9
3	Remoulade	2,240		20,6		12,3	8,2
4	Mayonnaise	2,862	H	25,4	H	15,2	10,2
5	Mayonnaise	2,230		22,8		13,7	9,1
6	Mayonnaise	4,335		21,6		13,0	8,7
7	Shampoo	0,277	L	19,1	M	11,5	7,6
8	Bodylotion	0,953	M	10,9	M	6,5	4,4
9	Rengøringsmiddel	0,032	O	0,0	O	0,0	0,0
10	Is	0,095	L	5,6	M	3,3	2,2
11	Cultura 150 ml	0,176	L	29,8	M	17,9	11,9
12	Ketchup	0,173	L	9,4	M	5,6	3,7
13	Mælk 2 liter	0,014	O	0,0	O	0,0	0,0
14	Yoghurt 1 l	0,508	M	16,1	M	9,6	6,4
15	Honning	0,245	L	10,2	M	6,1	4,1
16	Honning	0,163	L	13,1	M	7,8	5,2
17	Sennep	1,429	H	18,1	H	10,8	7,2
18	Eddike	0,004	O	0,0	O	0,0	0,0

* Produkt 9 sættes til 0 da det udvaskede produkt anvendes til dets funktionsformål.

** Produkt 9 sættes til 0 da det udvaskede produkt anvendes til dets funktionsformål. Produkt 13 & 18 er 0 da vask sker i koldt vand.

*** Produkt 7, 11 & 14 vægtes ned, da vandforbrug til vask virker urealistisk højt.

Der kan praktisk vælges 4 grupper efter COD gruppe:

Produkt	Materiale	COD gruppe	COD til rensningsanlæg		Opvarmnings gruppe	Vandopvarmning*		Olie, 60 % MJ / kg	Naturgas, 40 % MJ / kg
			kg / kg	kg / kg valgt gennemsnit		MJ / kg	MJ / kg valgt gennemsnit		
1-6; 17	PP	H	> 1	1,5	H	> 15	20,0	12,0	8,0
8; 14	PP (PET)	M	0,3 - 1	0,7	M	3 - 15	10,0	6,0	4,0
7; 10-12; 15; 16	PP (PS)	L	0,03 - 0,3	0,2	M	3 - 15	10,0	6,0	4,0
9; 13; 18	PE-HD	O	< 0,03	0,0	O	0	0,0	0,0	0,0

* De valgte gennemsnit svarer til vandforbrug 140 l for 20 MJ og 70 l for 10 MJ

Energiproduktion ved forbrænding af resterende indhold i plastemballagen

Brændværdi	
Olie	40 kJ/g
Overfladeaktive stoffer og detergenter	30 kJ/g
Kulhydrater	18 kJ/g
Eddikesyre	15 kJ/g
Vands fordampningsvarme	2,25 kJ/g

Energi ved forbrænding:

Produkt	Indhold	Fra fedt	Fra kulhydrat og protein	Fra detergent og opløsnings- middel	Fra Eddikesyre	Energiforbrug til vand- fordampning*	Energigevinst ved forbrænding	Energigevinst ved forbrænding pr. kg plast**	Energi gruppe
		kJ pr. flaske	kJ pr. flaske	kJ pr. flaske	kJ pr. flaske	kJ pr. flaske	kJ pr. flaske	MJ / kg	
1	Remoulade	690,6	129,5	22,5	0,0	-15,9	826,8	27	H
2	Remoulade	677,4	127,0	22,5	0,0	-15,6	811,3	25	
3	Remoulade	1071,2	200,9	22,5	0,0	-24,6	1270,0	41	
4	Mayonnaise	1626,1	18,5	45,0	0,0	-6,6	1683,1	55	H
5	Mayonnaise	1267,2	14,4	45,0	0,0	-5,1	1321,5	43	
6	Mayonnaise	2390,5	27,2	45,0	0,0	-9,7	2453,1	84	
7	Shampoo	0,0	0,0	132,2	0,0	-8,9	123,2	4	L
8	Bodylotion	297,4	0,0	223,0	0,0	-6,7	513,7	13	M
9	Rengøringsmiddel	0,0	0,0	32,5	0,0	-2,2	30,3	0,4	O
10	Is	29,5	27,1	22,5	0,0	-2,3	76,8	1,5	L
11	Cultura 150 ml	0,9	0,9	22,5	0,0	-0,4	23,9	2,5	L
12	Ketchup	5,9	92,4	22,5	0,0	-6,4	114,4	2,5	L
13	Mælk 2 liter	3,2	7,8	0,0	0,0	-3,2	7,7	0,2	O
14	Yoghurt 1 l	46,3	251,6	22,5	0,0	-49,9	270,5	6,9	M
15	Honning	0,0	55,3	22,5	0,0	-0,4	77,4	3,8	L
16	Honning	0,0	30,8	22,5	0,0	-0,2	53,1	2,5	L
17	Sennep	282,0	439,9	22,5	0,0	-10,5	734,0	23,7	H
18	Eddike	0,0	0,0	0,0	2,0	-0,1	1,9	0,1	O

*Ved forbrænding skal der fordampes 30 % af vandet da resten udkondenseres igen

**Restindhold per kg plast, dvs. excl. plastflaskens brændværdi.

Der kan praktisk vælges 4 grupper svarende til COD grupperne:

Produkt	COD gruppe	Energigevinst ved forbrænding	
		MJ / kg	MJ / kg valgt
1-6; 17	H	> 20	25
8 ; 14	M	5 - 20	10
7; 10-12; 15; 16	L	1 - 5	3
9; 13; 18	O	< 1	0

Resultater af miljøvurderingerne

Resultater, PE-LD folie

Afsnit 5.1 og 7.1.2 i rapport

Normaliserede miljøeffekter, mPE_{W90}

	Genvinding, DK	Genvinding, Kina	Forbrænding	Deponi
Næringssaltbelastning	0,0159	0,0575	0,0147	0,0443
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,0299	0,0454	0,131	0,141
Forsuring	0,0411	0,141	0,0316	0,122
Ozonedbrydning*	-0,0298	0,000000006	-0,401	0
Drivhuseffekt	0,131	0,172	0,242	0,239

Normaliserede ressourcer, mPE_{W90}

	Genvinding, DK	Genvinding, Kina	Forbrænding	Deponi
Stenkul	0,26	0,477	-1,1	0,165
Råolie	0,266	0,391	0,95	1,18
Naturgas	0,594	0,508	1,6	2,53

Vægtede miljøeffekter, $mPEM_{W90}$

	Genvinding, DK	Genvinding, Kina	Forbrænding	Deponi
Persistent toksicitet*	0,0143	0,0489	-0,0445	0,00197
Øko-toksicitet*	0,0116	0,101	-0,00843	0,00658
Human toksicitet*	0,0114	0,042	0,000662	0,0294
Næringssaltbelastning	0,0191	0,069	0,0176	0,0532
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,0358	0,0545	0,158	0,169
Forsuring	0,0534	0,183	0,0411	0,159
Ozonedbrydning*	-0,6853		-9,232	
Drivhuseffekt	0,17	0,223	0,314	0,311

Vægtede affaldsmængder, $mPEM_{W90}$

	Genvinding, DK	Genvinding, Kina	Forbrænding	Deponi
Slagge og aske	0,00903	0,00484	0,0812	0,022
Radioaktivt affald	0,000775	0,0037	-0,00606	0,0000827
Farligt affald	0,027	0,118	0,00819	0,0831
Volumenaffald	0,0806	0,157	-0,313	0,835

Vægtede ressourcer, mPR_{W90}

	Genvinding, DK	Genvinding, Kina	Forbrænding	Deponi
Stenkul	0,00151	0,00277	-0,00638	0,000955
Råolie	0,00612	0,00899	0,0219	0,0272
Naturgas	0,0095	0,00813	0,0256	0,0405

*Resultater upålidelige

Resultater, PE-LD folie faseopdelt Afsnit 5.1 i rapport

Genvinding, DK

Vægtede miljøeffekter, mPEM_{WDK2000}

	Materialer	Transport	Bortskaffelse	Undgået produktion
Næringssaltbelastning	0,0526	0,00123	0,0123	-0,047
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,168	0,00184	0,00868	-0,143
Forsuring	0,158	0,00184	0,035	-0,141
Drivhuseffekt	0,309	0,00454	0,149	-0,293

Vægtede affaldsmængder, mPEM_{WDK2000}

	Materialer	Transport	Bortskaffelse	Undgået produktion
Slagge og aske	0,022	0,0000404	0,00592	-0,019
Radioaktivt affald		0,00022	0,00101	-0,000457
Farligt affald	0,0797	0,00897	0,0103	-0,072
Volumenaffald	0,0202	0,0000579	0,102	-0,0417

Vægtede ressourcer, mPR_{W90}

	Materialer	Transport	Bortskaffelse	Undgået produktion
Stenkul	0,000954	0,00000115	0,0019	-0,00134
Råolie	0,0271	0,000344	0,00167	-0,023
Naturgas	0,0405	0,0000253	0,00385	-0,0349

Genvinding, Kina

Vægtede miljøeffekter, mPEM_{WDK2000}

	Materialer	Transport	Bortskaffelse	Undgået produktion
Næringssaltbelastning	0,0526	0,048	0,0123	-0,0438
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,168	0,0232	0,00332	-0,14
Forsuring	0,158	0,119	0,0378	-0,132
Drivhuseffekt	0,309	0,055	0,117	-0,258

Vægtede affaldsmængder, mPEM_{WDK2000}

	Materialer	Transport	Bortskaffelse	Undgået produktion
Slagge og aske	0,022	0,000499	0,000679	-0,0184
Radioaktivt affald		0,00255	0,00115	
Farligt affald	0,0797	0,0961	0,00836	-0,0664
Volumenaffald	0,0202	0,000645	0,153	-0,0169

Vægtede ressourcer, mPR_{W90}

	Materialer	Transport	Bortskaffelse	Undgået produktion
Stenkul	0,000954	0,0000128	0,0026	-0,000795
Råolie	0,0271	0,00402	0,000459	-0,0226
Naturgas	0,0405	0,000298	0,00109	-0,0338

Forbrænding

Vægtede miljøeffekter, mPEM_{WDK2000}

	Materialer	Transport	Bortskaffelse	Undgået produktion
Næringssaltbelastning	0,0526	0,0006	0,00753	-0,0431
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,168	0,00069	0,0249	-0,0363
Forsuring	0,158	0,000878	0,0128	-0,131
Drivhuseffekt	0,309	0,0017	0,47	-0,467

Vægtede affaldsmængder, mPEM_{WDK2000}

	Materialer	Transport	Bortskaffelse	Undgået produktion
Slagge og aske	0,022	0,0000152	0,067	-0,00791
Radioaktivt affald		0,0000827	0,000000139	-0,00615
Farligt affald	0,0797	0,00337	1,24E-10	-0,0749
Volumenaffald	0,0202	0,0000218	0,000602	-0,334

Vægtede ressourcer, mPR_{W90}

	Materialer	Transport	Bortskaffelse	Undgået produktion
Stenkul	0,000954	0,000000432	0,00000792	-0,00735
Råolie	0,0271	0,000129	0,0000256	-0,0054
Naturgas	0,0405	0,00000951	0,0000553	-0,015

Resultater, PE-HD kasser

Afsnit 5.2 i rapport

Vægtede miljøeffekter, mPEM_{WDK2000}

	Regranulering	Genvinding	Forbrænding
Næringssaltbelastning	0,0123	0,0194	0,0193
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,0231	0,0321	0,135
Forsuring	0,0411	0,0637	0,103
Drivhuseffekt	0,0935	0,165	0,284

Vægtede affaldsmængder, mPEM_{WDK2000}

	Regranulering	Genvinding	Forbrænding
Slagge og aske	0,00444	0,0084	0,0774
Radioaktivt affald	0,00047	0,000775	-0,00606
Farligt affald	0,064	0,0826	0,343
Volumenaffald	0,071	0,126	-0,0414

Vægtede ressourcer, mPR_{W90}

	Regranulering	Genvinding	Forbrænding
Stenkul	0,000697	0,00149	-0,00651
Råolie	0,00635	0,00873	0,0376
Naturgas	0,00479	0,00659	0,0081

Resultater, PP husholdningsemballage, vask i varmt vand

Afsnit 6.1.3 i rapport

Genvinding

Vægtede miljøeffekter, mPEM _{WDK2000}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Næringssaltbelastning	0,0194	0,0276	0,0359	0,054
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,0247	0,0606	0,0728	0,123
Forsuring	0,0626	0,0818	0,102	0,146
Drivhuseffekt	0,18	0,319	0,383	0,599
Vægtede affaldsmængder, mPEM _{WDK2000}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Slagge og aske	0,00751	0,00829	0,00859	0,00973
Radioaktivt affald	0,00145	0,00568	0,00679	0,0123
Farligt affald	0,133	0,3	0,33	0,534
Volumenaffald	0,0794	0,103	0,157	0,245
Vægtede ressourcer, mPR _{W90}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Stenkul	0,00145	0,00186	0,00286	0,00447
Råolie	0,00853	0,0152	0,0172	0,0262
Naturgas	0,00893	0,014	0,0144	0,0199

Forbrænding

Vægtede miljøeffekter, mPEM _{WDK2000}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Næringssaltbelastning	0,0165	0,0142	0,00894	-0,0024
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,0478	0,047	0,0453	0,0415
Forsuring	0,0866	0,0786	0,0602	0,0206
Drivhuseffekt	0,3	0,268	0,194	0,034
Vægtede affaldsmængder, mPEM _{WDK2000}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Slagge og aske	0,0712	0,0777	0,0928	0,125
Radioaktivt affald	-0,00623	-0,00667	-0,00769	-0,00987
Farligt affald	0,511	0,506	0,493	0,467
Volumenaffald	-0,326	-0,35	-0,405	-0,523
Vægtede ressourcer, mPR _{W90}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Stenkul	-0,00691	-0,00743	-0,00865	-0,0113
Råolie	0,0312	0,0308	0,0299	0,028
Naturgas	0,0215	0,0205	0,018	0,0127

Resultater, PP husholdningsemballage, vask i koldt vand

Afsnit 6.1.4 i rapport

Genvinding

Vægtede miljøeffekter, mPEM _{WDK2000}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Næringssaltbelastning	0,0194	0,0229	0,0311	0,0445
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,0247	0,0297	0,0419	0,0614
Forsuring	0,0626	0,0713	0,0916	0,125
Drivhuseffekt	0,18	0,207	0,27	0,374

Vægtede affaldsmængder, mPEM _{WDK2000}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Slagge og aske	0,00751	0,00824	0,00854	0,00962
Radioaktivt affald	0,00145	0,00193	0,00304	0,00484
Farligt affald	0,133	0,145	0,174	0,222
Volumenaffald	0,0794	0,103	0,157	0,246

Vægtede ressourcer, mPR _{W90}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Stenkul	0,00145	0,00187	0,00286	0,00448
Råolie	0,00853	0,00931	0,0113	0,0144
Naturgas	0,00893	0,00909	0,0095	0,0101

Forbrænding

Vægtede miljøeffekter, mPEM _{WDK2000}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Næringssaltbelastning	0,0165	0,0142	0,00894	-0,0024
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,0478	0,047	0,0453	0,0415
Forsuring	0,0866	0,0786	0,0602	0,0206
Drivhuseffekt	0,3	0,268	0,194	0,034

Vægtede affaldsmængder, mPEM _{WDK2000}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Slagge og aske	0,0712	0,0777	0,0928	0,125
Radioaktivt affald	-0,00623	-0,00667	-0,00769	-0,00987
Farligt affald	0,511	0,506	0,493	0,467
Volumenaffald	-0,326	-0,35	-0,405	-0,523

Vægtede ressourcer, mPR _{W90}				
	Ren	Lav COD	Middel COD	Høj COD
Stenkul	-0,00691	-0,00743	-0,00865	-0,0113
Råolie	0,0312	0,0308	0,0299	0,028
Naturgas	0,0215	0,0205	0,018	0,0127

Resultater, PE-HD husholdningsemballage, indsamlingseffektivitet

Afsnit 6.2 i rapport. Ikke genvundet plast bliver forbrændt

Vægtede miljøeffekter, $mPEM_{W_{DK2000}}$

	100 % genvinding	60 % genvinding	50 % genvinding	40 % genvinding	25 % genvinding	Forbrænding
Næringssaltbelastning	0,0198	0,0196	0,0195	0,0195	0,0194	0,0193
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,0392	0,0776	0,0872	0,0968	0,111	0,135
Forsuring	0,065	0,0802	0,084	0,0878	0,0935	0,103
Drivhuseffekt	0,176	0,219	0,23	0,241	0,257	0,284

Vægtede affaldsmængder, $mPEM_{W_{DK2000}}$

	100 % genvinding	60 % genvinding	50 % genvinding	40 % genvinding	25 % genvinding	Forbrænding
Slagge og aske	0,00852	0,0361	0,043	0,0498	0,0602	0,0774
Radioaktivt affald	0,00147	-0,00155	-0,0023	-0,00305	-0,00418	-0,00606
Farligt affald	0,105	0,2	0,224	0,248	0,283	0,343
Volumenaffald	0,126	0,059	0,0422	0,0255	0,000398	-0,0414

Vægtede ressourcer, mPR_{W90}

	100 % genvinding	60 % genvinding	50 % genvinding	40 % genvinding	25 % genvinding	Forbrænding
Stenkul	0,00149	-0,00171	-0,00251	-0,00331	-0,00451	-0,00651
Råolie	0,00957	0,0208	0,0236	0,0264	0,0306	0,0376
Naturgas	0,00666	0,00724	0,00738	0,00752	0,00774	0,0081

Resultater, valg af energiscenarier

Afsnit 7.1.1 i rapport.

Vægtede miljøeffekter, $mPEM_{W\text{DK}2000}$

	Genvinding DK97	Genvinding ngas CC	Forbrænding DK97	Forbrænding ngas CC	Deponi
Næringssaltbelastning	0,0191	0,0132	0,0176	0,0505	0,0532
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,0358	0,0327	0,158	0,191	0,169
Forsuring	0,0534	0,0349	0,0411	0,147	0,159
Drivhuseffekt	0,17	0,149	0,314	0,546	0,311

Vægtede affaldsmængder, $mPEM_{W\text{DK}2000}$

	Genvinding DK97	Genvinding ngas CC	Forbrænding DK97	Forbrænding ngas CC	Deponi
Slagge og aske	0,00903	0,0108	0,0812	0,0796	0,022
Radioaktivt affald	0,000775	0,000285	-0,00606	-0,000214	8,27E-05
Farligt affald	0,027	0,0264	0,00819	0,0651	0,0831
Volumenaffald	0,0806	0,00663	-0,313	0,0205	0,835

Vægtede ressourcer, mPR_{W90}

	Genvinding DK97	Genvinding ngas CC	Forbrænding DK97	Forbrænding ngas CC	Deponi
Stenkul	0,00151	0,000163	-0,00638	0,000955	0,000955
Råolie	0,00612	0,00488	0,0219	0,0272	0,0272
Naturgas	0,0095	0,0186	0,0256	-0,00982	0,0405

Resultater, valg af energiscenarier faseopdelt

Afsnit 7.1.1 i rapport.

Genvinding, DK97

Vægtede miljøeffekter, mPEM _{WDK2000}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Næringssaltbelastning	0,0526	0,0123	-0,047
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,168	0,00868	-0,143
Forsuring	0,158	0,035	-0,141
Drivhuseffekt	0,309	0,149	-0,293
Vægtede affaldsmængder, mPEM _{WDK2000}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Slagge og aske	0,022	0,00592	-0,019
Radioaktivt affald		0,00101	-0,000457
Farligt affald	0,0797	0,0103	-0,072
Volumenaffald	0,0202	0,102	-0,0417
Vægtede ressourcer, mPR _{W90}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Stenkul	0,000954	0,0019	-0,00134
Råolie	0,0271	0,00167	-0,023
Naturgas	0,0405	0,00385	-0,0349

Genvinding, ngas CC

Vægtede miljøeffekter, mPEM _{WDK2000}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Næringssaltbelastning	0,0526	0,00394	-0,0446
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,168	0,00312	-0,141
Forsuring	0,158	0,00862	-0,134
Drivhuseffekt	0,309	0,111	-0,275
Vægtede affaldsmængder, mPEM _{WDK2000}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Slagge og aske	0,022	0,00782	-0,0191
Radioaktivt affald		0,0000871	-0,0000221
Farligt affald	0,0797	0,00556	-0,0678
Volumenaffald	0,0202	0,00323	-0,0169
Vægtede ressourcer, mPR _{W90}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Stenkul	0,000954	0,00000356	-0,000796
Råolie	0,0271	0,0000286	-0,0226
Naturgas	0,0405	0,0156	-0,0375

Resultater, valg af energiscenarier faseopdelt, fortsat

Afsnit 7.1.1 i rapport.

Forbrænding, DK97

Vægtede miljøeffekter, mPEM _{WDK2000}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Næringssaltbelastning	0,0526	0,00753	-0,0431
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,168	0,0249	-0,0363
Forsuring	0,158	0,0128	-0,131
Drivhuseffekt	0,309	0,47	-0,467
Vægtede affaldsmængder, mPEM _{WDK2000}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Slagge og aske	0,022	0,067	-0,00791
Radioaktivt affald		0,000000139	-0,00615
Farligt affald	0,0797	1,24E-10	-0,0749
Volumenaffald	0,0202	0,000602	-0,334
Vægtede ressourcer, mPR _{W90}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Stenkul	0,000954	0,00000792	-0,00735
Råolie	0,0271	0,0000256	-0,0054
Naturgas	0,0405	0,0000553	-0,015

Forbrænding, ngas CC

Vægtede miljøeffekter, mPEM _{WDK2000}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Næringssaltbelastning	0,0526	0,00753	-0,0102
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,168	0,0249	-0,00346
Forsuring	0,158	0,0128	-0,0245
Drivhuseffekt	0,309	0,47	-0,235
Vægtede affaldsmængder, mPEM _{WDK2000}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Slagge og aske	0,022	0,067	-0,00944
Radioaktivt affald		0,000000139	-0,000297
Farligt affald	0,0797	1,24E-10	-0,018
Volumenaffald	0,0202	0,000602	-0,000372
Vægtede ressourcer, mPR _{W90}			
	Materialer	Bortskaffelse	Undgået produktion
Stenkul	0,000954	0,00000792	-0,00000706
Råolie	0,0271	0,0000256	-0,0000116
Naturgas	0,0405	0,0000553	-0,0504

Resultater, COD og indsamlingseffektivitet

Afsnit 7.1.3 i rapport.

Mix af ren plast samt lav, middel og høj COD. Se forklaring i rapportteksten.

Vægtede miljøeffekter, $mPEM_{WDK2000}$

	100 %	75 %	50 %	25 %	
	genvinding	genvinding	genvinding	genvinding	Forbrænding
Næringssaltbelastning	0,0295	0,0178	0,0122	0,0101	0,00932
Fotokemisk ozon-1 (lavNOx)	0,0394	0,0344	0,0353	0,0396	0,0454
Forsuring	0,0876	0,0616	0,0537	0,0555	0,0615
Drivhuseffekt	0,258	0,173	0,154	0,169	0,199

Vægtede affaldsmængder, $mPEM_{WDK2000}$

	100 %	75 %	50 %	25 %	
	genvinding	genvinding	genvinding	genvinding	Forbrænding
Slagge og aske	0,00851	0,0374	0,0585	0,0758	0,0917
Radioaktivt affald	0,00282	-0,000858	-0,00354	-0,00569	-0,00761
Farligt affald	0,168	0,229	0,309	0,4	0,494
Volumenaffald	0,146	-0,0457	-0,186	-0,299	-0,401

Vægtede ressourcer, mPR_{W90}

	100 %	75 %	50 %	25 %	
	genvinding	genvinding	genvinding	genvinding	Forbrænding
Stenkul	0,00267	-0,00127	-0,00415	-0,00647	-0,00856
Råolie	0,0109	0,0143	0,0189	0,0243	0,03
Naturgas	0,00942	0,0101	0,0122	0,015	0,0182