

Miljøprojekt Nr. 680 2002

# Miljøvurdering af alternative bortskaffelsesveje for bionedbrydelig emballage

Anne Merete Nielsen og Bo P. Weidema  
2.-0 LCA Consultants

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

<b><u>INDHOLD</u></b>	<b>3</b>
<b><u>1 FORORD</u></b>	<b>3</b>
<b><u>2 SAMMENFATTENDE ARTIKEL</u></b>	<b>3</b>
<b><u>3 ENGLISH SUMMARY</u></b>	<b>3</b>
<b><u>4 VURDERINGENS FORMÅL OG AFGRÆNSNING</u></b>	<b>3</b>
4.1 <u>FORMÅL</u>	3
4.2 <u>VALG AF FUNKTIONEL ENHED.</u>	3
4.3 <u>VURDERINGSMETODE OG -PARAMETRE</u>	3
4.4 <u>SYSTEMAFGRÆNSNING</u>	3
<b><u>5 OPGØRELSE</u></b>	<b>3</b>
5.1 <u>KOMPOSTERINGSPROCES</u>	3
5.2 <u>GØDNINGSVÆRDI</u>	3
5.3 <u>FORBRÆNDING AF EMBALLAGE</u>	3
5.4 <u>FORTRÆNGT ENERGIPRODUKTION</u>	3
5.5 <u>SAMLET OPGØRELSE</u>	3
<b><u>6 VURDERING</u></b>	<b>3</b>
6.1 <u>KARAKTERISERING AF MILJØEFFEKT-POTENTIALER VED     KOMPOSTERING OG FORBRÆNDING.</u>	3
6.2 <u>NORMALISERING AF FORSKELLEN MELLEM DE TO SYSTEMERS     MILJØEFFEKT-POTENTIALER</u>	3
<b><u>7 DISKUSSION</u></b>	<b>3</b>
7.1 <u>ÆNDRINGER I DET DANSKE ENERGISYSTEM</u>	3
7.2 <u>EMISSIONER FRA KOMPOSTERINGS-PROCESSEN</u>	3
7.3 <u>EMISSIONER DER IKKE ER MEDTAGET I VURDERINGEN</u>	3
7.4 <u>TAGER STANDARDEN HENSYN TIL BIOFORGASNING?</u>	3
<b><u>8 BIONEDBRYDELIG EMBALLAGE I DEN OFFENTLIGE DEBAT</u></b>	<b>3</b>
<b><u>9 LITTERATUR</u></b>	<b>3</b>
<b>BILAG A. BRÆNDVÆRDI OG FORBRÆNDINGS-PRODUKTER VED FORBRÆNDING AF POLYMERER</b>	<b>29</b>



# 1 Forord

Hermed afrapporteres projektet ”Miljøvurdering af alternative bortskaffelsesveje for bionedbrydelig emballage,” der er gennemført af 2.-0 LCA consultants for Miljøstyrelsen i oktober-november 2001.

Inden for de senere år er der kommet fokus på nye plastmaterialer, der kan nedbrydes biologisk, også omtalt som komposterbar eller bionedbrydelig plast. Nærværende miljøvurdering skal ses i sammenhæng med spørgsmålet om det hensigtsmæssige i at fremme anvendelsen af bionedbrydelig emballage.

Miljøvurderingen omfatte udelukkende de alternative bortskaffelsesveje, og omfatter altså ikke produktions- og brugsfaser for emballagerne.

Miljøvurderingen omfatter de biologisk baserede materialer der indgår i bionedbrydelige emballager som findes på det danske marked nu eller som må forventes at findes i den nærmeste fremtid, dvs. forskellige bionedbrydelige plasttyper samt pap. Miljøvurderingen omfatter bortskaffelse ved forbrænding med energi-genindvinding som i det eksisterende danske affaldsbehandlings-system sammenlignet med bortskaffelse ved kompostering uden varmegenindvinding (idet varmegenindvinding fra kompostering ikke anses for at være økonomisk realistisk) men med udnyttelse af komposteringsproduktets evt. gødningsværdi. Miljøvurderingen omfatter ikke de evt. nødvendige investeringer i indsamlingssystemet ved en ændring i den nuværende bortskaffelsesmetode.

Miljøvurderingen er suppleret med en kvalitativ diskussion af konsekvenserne for vurderingsresultatet af ændrede forudsætninger vedr. det danske energisystem samt en vurdering af om det foreliggende udkast til standard for bionedbrydelig emballage har taget højde for bioforgasning med energi-udnyttelse som bortskaffelsesmulighed.

Miljøvurderingen er endvidere suppleret med en litteratur- og medieanalyse af de argumenter der fremføres til fordel for bionedbrydelig emballage, og en kvalitativ diskussion heraf.



## 2 Sammenfattende artikel

Kompostering af bionedbrydelige emballager er ikke den miljømæssigt optimale løsning

*Skal bionedbrydelige emballager komposteres eller vil det være lige så godt for miljøet at forbrænde dem og genvinde energien til elektricitet og fjernvarme? Dette spørgsmål er emnet for projektet "Miljøvurdering af alternative bortskaffelsesveje for bionedbrydelig emballage." Spørgsmålet er forholdsvist enkelt at besvare ved hjælp af en simpel livscyklusbetragtning. Der indgår kun nogle få proces-kæder i hvert af de systemer der skal sammenlignes, og hver af disse er karakteriseret ved nogle typiske miljøpåvirkninger. Derfor kan spørgsmålet besvares uden omfattende og detaljerede beregninger. Projektets væsentligste konklusion er, at forbrænding som regel vil være at foretrække, fordi materialernes energiindhold da bedre kan udnyttes.*

Baggrunden for projektet er fremkomsten af nye plastmaterialer, der kan nedbrydes biologisk, også omtalt som komposterbare eller bionedbrydelige. I dag vil disse emballager blot indgå i den almindelige danske affaldsbortskaffelse, der er baseret på affaldsforbrænding. Spørgsmålet er om der er nogen miljømæssig fordel ved i stedet at kompostere disse emballager, og om bionedbrydelighed derfor i sig selv er en egenskab som bør fremmes ved emballager.

Projektet er gennemført som en forenklet livscyklusbetragtning baseret på udvalgte, offentligt tilgængelige data. Beregningerne viser at forbrænding af den bionedbrydelige emballage giver mindre bidrag til drivhuseffekt og forsuring end kompostering.

Hovedkonklusionen er, at forbrænding er at foretrække, fordi her kan man trække den fortrængte energiproduktion fra. Denne konklusion er relativt stabil overfor ændringer i de grundlæggende antagelser. Sålænge varmen fra affaldsforbrændingen udnyttes, og man ikke vægter andre miljøeffekter end drivhuseffekten meget højt (f.eks. vægter forsuring mere end 5 gange så højt eller inddrager andre miljøeffekter end de, der er behandlet i analysen) vil konklusionen være stabil.

Hvad enten en bionedbrydelig emballage komposteres eller forbrændes, er hovedprocessen den samme, nemlig nedbrydning af kulstofkæder. Det kan ske langsomt ved lav varme (kompostering og efterfølgende omsætning i jorden) eller hurtigt med høj varme (forbrænding), men CO<sub>2</sub>-emissionen er praktisk talt det samme, hvis der antages en fuldstændig aerob kompostering og omsætning (dvs. uden metan-emission).

Den væsentligste forskel mellem kompostering og forbrænding er at emballageaffaldets energiindhold ved forbrændingen kan genindvindes til produktion af (fjern)varme og elektricitet, således at det samlede behov for forbrænding af fossile energikilder hertil mindskes. I en livscyklusbetragtning vises dette ved, at emissionerne fra den fortrængte fossile energiproduktion trækkes fra emissionerne fra forbrændingen af emballagen. Når emballagen komposteres bliver materialet nedbrudt uden at energien genindvindes (principielt kunne der indvindes varme fra komposteringsprocessen, men dette

er ikke vurderet som økonomisk rentabelt, da komposteringen foregår ved forholdsvis lave temperaturer).

Selvom CO<sub>2</sub>-emissionerne fra nedbrydningen af kulstofkæderne er den samme, har komposteringsprocessen og forbrændingsprocessen forskellige udslip af bl.a. NO<sub>x</sub>, VOC og dioxiner. NO<sub>x</sub> og dioxiner er medtaget som eksempler på emissioner, der kun fremkommer ved forbrænding. Ved affaldsforbrænding omdannes en mindre mængde klor til dioxiner, der er giftige for mennesker og økosystemer. Ved de lavere temperaturer i komposterings-processen sker denne reaktion ikke. På samme måde dannes NO<sub>x</sub> ved forbrænding men ikke ved kompostering. Kompostering har derfor den fordel, at disse emissioner undgås.

Energiindholdet i emballagen vil også kunne udnyttes hvis Danmark vælger at indføre bioforgasning i stedet for affaldsforbrænding. Dette forudsætter imidlertid at emballagen også er bionedbrydelig under de anaerobe forhold i biogasreaktoren. Dette kan sikres ved at kræve emballagerne godkendt efter CEN-standarden 13432, der dækker både aerob kompostering og anaerob nedbrydning. Det er dog frivilligt om man vil udføre de anaerobe tests. Derfor det er vigtigt at kontrollere at disse er udført, hvis emballagen skal forgasses.



### 3 English summary

Composting of biodegradable packaging is not the environmentally optimal solution

*Should biodegradable packaging be composted or is it just as good for the environment to incinerate them and utilise the energy for electricity and district heating? This question is the subject of the project "Environmental assessment of alternative ways of disposing of biodegradable packaging." The question is fairly easy to answer when considered from a life cycle perspective. Each of the systems to be compared consists of only a few process-chains, and each of these is characterized by some typical environmental effects. Thus, the question can be answered without extensive and detailed calculations. The main conclusion of the project is that incineration is generally preferable since it allows for better utilisation of the energy content of the materials.*

The background for the project is the appearance of new plastic materials that can be degraded biologically, also known as compostable or biodegradable. Today, these materials will simply be treated together with the general household waste, which means that they will be incinerated. The question is whether there would be any environmental advantage by composting the packaging instead, and whether biodegradability in itself is therefore a property of packaging that should be promoted.

The project has been performed as a simplified life cycle assessment based on selected publicly available data. The calculations show that incineration of the biodegradable packaging gives a smaller contribution to global warming, acidification than composting.

The main conclusion is that incineration is preferable, because it displaces emissions from an alternative energy production. This conclusion is relatively stable to changes in the basic system assumptions. As long as the heat from incineration is utilised, and other environmental effects than global warming are not given extreme weights (e.g. 5 times more than global warming, or including other effect categories than those included here), the conclusion will be stable.

Whether the biodegradable packaging is composted or incinerated, the main process is the same, namely a decomposition of carbon-chains. This can take place at low temperature (composting and subsequent metabolism in soil) or quickly at high temperature (incineration), but the CO<sub>2</sub>-emission is practically the same, when assuming completely aerobic composting and metabolism (i.e. without methane-emission).

The main difference between composting and incineration is that the energy content of the packaging material can be recuperated upon incineration and utilised for production of district heating and electricity so that the overall demand for incineration of fossil fuels for this purpose is reduced. In a life cycle assessment this is shown by subtracting the emissions from the displaced fossil energy production from the emissions from incineration of the packaging. When the packaging is composted the material is decomposed without recuperation of energy (in principle heat could be recuperated from the composting process, but

this is assessed as not economically feasible due to the relatively low temperatures of the composting process).

Even though the CO<sub>2</sub>-emissions from decomposition of the carbon chains are the same, the composting process and the incineration process have different emissions of e.g. NO<sub>x</sub>, VOC and dioxins. NO<sub>x</sub> and dioxins have been included as examples of emissions that only occur in incineration. By waste incineration a smaller fraction of the chlorine in the waste contributes to the formation of toxic dioxins. At the lower temperatures in the composting process this reaction does not take place. In the same way, NO<sub>x</sub> is formed by incineration but not by composting. Thus, it is an advantage of composting that these emissions are avoided.

The energy content in the packaging could also be utilised if Denmark decides to use waste gasification instead of incineration. However, this requires that the packaging is also biodegradable under the anaerobic conditions in the biogas reactor. This can be ensured by demanding that the packaging is compliant with the CEN-standard 13432, which covers both aerobic composting and anaerobic decomposition. However, it is voluntary to perform the anaerobic tests. It is therefore important to investigate whether these have been performed if the packaging is to be used in a gasification system.

# 4 Vurderingens formål og afgrænsning

## 4.1 Formål

Denne miljøvurdering belyser konsekvenserne ved at kompostere bionedbrydelige emballager som alternativ til at lade dem indgå i den sædvanlige affaldshåndtering (affaldsforbrænding).

## 4.2 Valg af funktionel enhed.

Miljøeffekterne er opgjort per 1 kg emballagemateriale.

Principielt set er alle materialer bionedbrydelige. For mange stoffer er nedbrydningen betinget af temperatur og/eller tilstedeværelsen af specifikke enzymer, hvis nedbrydningen skal ske inden for et overskueligt tidsrum. Al skelnen mellem bionedbrydelige materialer og ikke-bionedbrydelige materialer bygger derfor på en subjektiv definition af hvilket miljø, materialet skal kunne nedbrydes i. Konsensus for denne definition er formuleret i CEN-standard 13432 (CEN 2000).

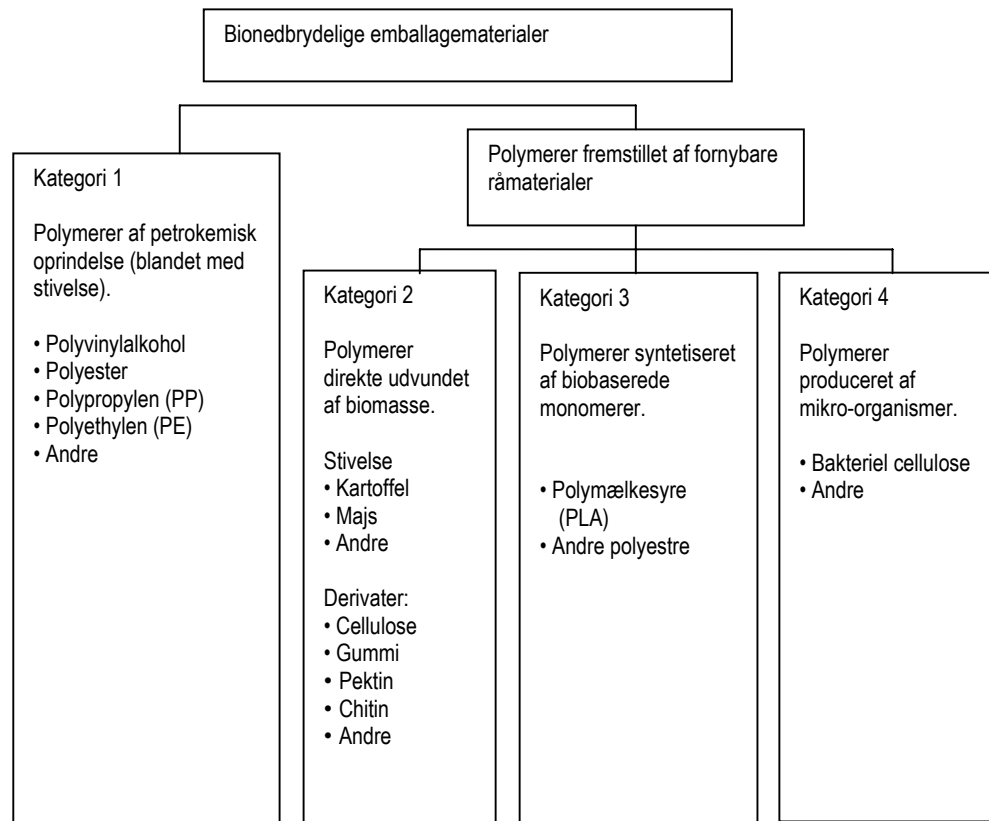
Standarden sætter ingen faste rammer for kemisk indhold i materialerne, men fastslår at ingen materialer må påvirke kvaliteten af den producerede kompost negativt: "To be designed as organically recoverable, no packaging or packaging component thereof, submitted to a biological waste treatment process, shall be recorded as having a negative effect on the quality of the resulting compost" (afsnit 4.2.5). Dette må betyde, at indhold af tungmetaller og miljøfremmede stoffer ikke må overstige det indhold der findes i kompost produceret fra f.eks. haveaffald.

Bionedbrydelige emballagematerialer kan opdeles i fire grupper som vist i figur 4-1:

- 1) Traditionelle plastmaterialer produceret af polymerer af petrokemisk oprindelse. Det vil sige traditionelle plastmaterialer, der blandes med stivelse for at øge nedbrydeligheden.
- 2) Polymerer der direkte udvindes fra biomasse, f.eks. polysaccharinerne stivelse og cellulose, og proteiner som casein og gluten.
- 3) Polymerer produceret af biologiske monomerer gennem kemiske synteser. Et eksempel er polymælkesyre, der produceres fra monomerer af mælkesyre, der igen dannes af kulstofbaseret plantemateriale via forgæring.
- 4) Polymerer produceret af mikroorganismer eller genmodificerede bakterier. Et eksempel på dette er bakteriel cellulose, der dog kun produceres på laboratorieplan.

Grupperne 2)-4) benævnes også "bioplast".

Figur 4-1. Skematisk fremstilling af eksisterende polymerer til brug for bionedbrydelig emballage fordelt efter oprindelse og produktionsmetode. Modificeret efter Weber (2000).



Denne miljøvurdering omfatter de biologisk baserede materialer der indgår i bionedbrydelige emballager som findes på det danske marked nu eller som må forventes at findes i den nærmeste fremtid. Da mange emballager består af en blanding af flere polymerer, er følgende materialer udvalgt til at give et dækkende billede af de mulige bionedbrydelige emballagers komposteringsforhold:

- polyvinylalkohol, polyethylen (PE) og polypropylen fra kategori 1,
- cellulose fra kategori 2, og
- polymælkesyre (PLA) fra kategori 3.

Disse fire materialer er valgt som repræsentanter for samtlige polymerer, der pt. bruges til fremstilling af bionedbrydelig emballage i større skala.

Polyvinylalkohol og polypropylen er to fossile polymerer med hhv. en lav og en høj brændværdi. Polymælkesyre og cellulose repræsenterer de fornybare polymerer, der anvendes i størst omfang til emballageproduktion (Weber, 2000).

Emballagematerialernes indhold af farve og andre additiver skønnes ikke at have indflydelse på deres komposteringssegenskaber.

### 4.3 Vurderingsmetode og -parametre

Vurderingen følger UMIP-metoden (Wenzel et al., 1996). Da de foreliggende data har meget forskellig detaljeringsgrad, er vurderingen begrænset til de emissioner og effektkategorier, der er vist i tabel 4-1. Derved undgås det at vurderingens overordnede tendenser går tabt i ”støj” fra mindre betydende emissioner. Udeladelsen af disse emissioner (bl.a. flygtige organiske forbindelser (VOC), kviksølv (Hg), partikler ) er vurderet i afsnit 6-4.

Tabel 4-1. Emissioner og effektkategorier medtaget i denne vurdering.

Effektkategori	Bidragende emissioner
Drivhuseffekt	CO <sub>2</sub> , CO
Fotokemisk ozondannelse	CO
Forsuring	NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub>
Nærings saltbelastning	NO <sub>x</sub>
Toksicitet	Dioxin

### 4.4 Systemafgrænsning

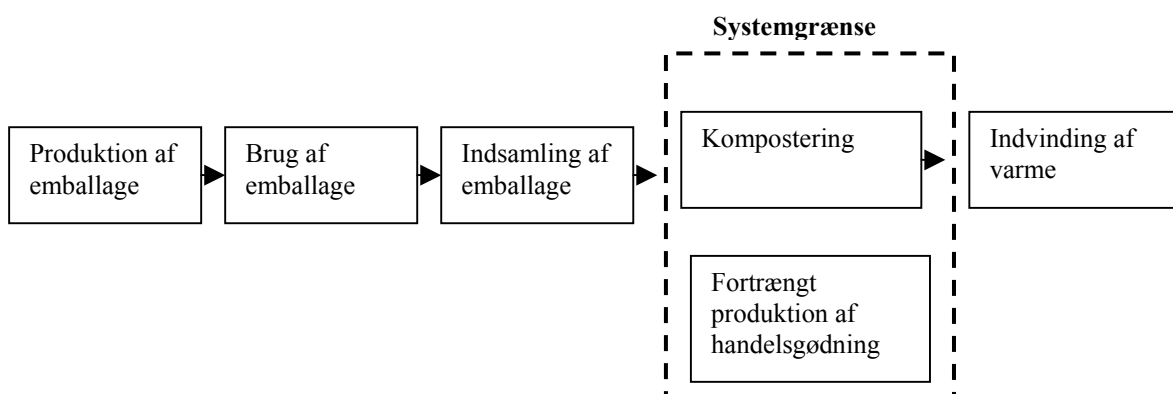
Denne miljøvurdering omfatter de processer, der er vist i figur 4-2 og 4-3. To alternative systemer til bortskaffelse af emballageaffald sammenlignes, nemlig kompostering (system 1) og affaldsforbrænding (system 2).

I system 1 produceres kompost, der anvendes som gødning og erstatter en produktion af kunstgødning. Komposteringsprocessen udvikler varme, men indvinding af denne er udeladt fra vurderingen, da det ikke anses for at være økonomisk relevant.

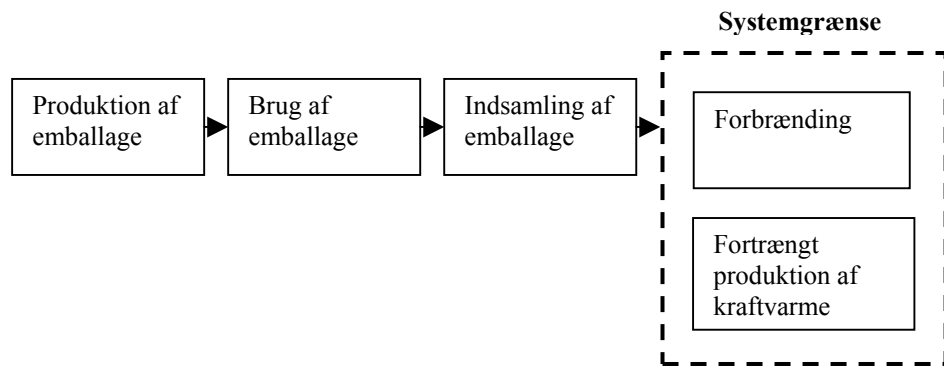
I system 2 produceres energi (elektricitet og fjernvarme) som i det eksisterende danske affaldsbehandlingssystem. Jævnfør Frees og Weidema (1998) bruges den producerede varme som fjernvarme og erstatter varme produceret i et gennemsnitligt dansk husholdningsfyr. Elektriciteten erstatter elektricitet produceret af naturgas.

Miljøvurderingen omfatter således ikke produktions- og brugsfaser for emballagerne, men udelukkende alternative bortskaffelsesveje. Miljøvurderingen omfatter heller ikke de nødvendige investeringer i indsamlingssystemet ved en ændring i den nuværende bortskaffelsesmetode.

Figur 4-2. Systemafgrænsning for system 1: Kompostering af bioemballager.



Figur 4-3. Systemafgrænsning for system 2: Forbrænding af bioemballager på affaldsforbrændingsanlæg med energigenvinding.



# 5 Opgørelse

## 5.1 Komposteringsproces

Kompostering i industriel skala sker i komposteringsanlæg, hvor mikroklimaet kontrolleres. Der er et elektricitetsforbrug til ventilation. Dette anslås til 360 MJ/ton (Hoffmann et al. 1995). Dette forbrug giver anledning til nogle emissioner ved produktionen af elektricitet som vist i tabel 5-1.

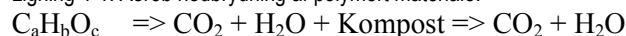
Tabel 5-1. Emissioner til luft fra elektricitetsforbruget ved kompostering af 1 kg emballage. Beregnet på grundlag af Frees og Weidema (1998). Ledningstab er ikke medtaget.

	(g/kg emballage)
CO <sub>2</sub>	47
CO	0,011
NO <sub>x</sub>	0,080
SO <sub>2</sub>	0,00019
Dioxiner	2 * 10 <sup>-14</sup>

Det polymere materiale nedbrydes til kuldioxid og vand som vist i ligning 4-1. Nedbrydningen sker i to trin. Først nedbrydes polymeren til kuldioxid, vand og kompost - det sker i selve komposteringsprocessen. Denne proces kan styres industrielt og tager i så fald kun få uger.

Komposten vil efterfølgende nedbrydes fuldstændigt til kuldioxid og vand, idet 2 % af materialets kulstofindhold dog antages at blive bundet irreversibelt i humus. Denne nedbrydningsproces kan tage mange år. Det antages, at komposten spredes på landbrugsmarker eller lignende, og at processen dermed sker under fuldstændigt aerobe forhold. Denne antagelse diskuteres i afsnit 6-3.

Ligning 4-1. Aerob nedbrydning af polymert materiale.



Ved komposteringen og den efterfølgende nedbrydning af kompostproduktet forekommer derfor en emission af CO<sub>2</sub>, svarende til 98% af materialets kulstofindhold. Den frigivne CO<sub>2</sub> kan beregnes støkiometrisk ud fra stoffernes molekylformler, som vist i tabel 5-2.

Tabel 5-2. Emissioner af CO<sub>2</sub> til luft fra kompostering og efterfølgende fuldstændig og aerob nedbrydning af 1 kg emballagemateriale, idet 2% af materialets kulstofindhold antages bundet irreversibelt i humus.

Navn på polymer	Molekylformel	Emission (g CO <sub>2</sub> )
Polyvinylalkohol	(C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> O) <sub>n</sub>	2052
PP og PE	(C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> ) <sub>n</sub> og (C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> ) <sub>n</sub>	3075
PLA	(C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O <sub>3</sub> )	1436
Cellulose	(C <sub>6</sub> H <sub>10</sub> O <sub>5</sub> ) <sub>n</sub>	1596

## 5.2 Gødningsværdi

Kompost produceret af husholdningsaffald og andet proteinrigt affald har en gødningsværdi og vil kunne substituere handelsgødning til brug på landbrugsjord.

Gødningsværdien af emballagen er oftest meget begrænset, da polymererne består af C, H og O. Polymerer der bruges til emballageproduktion indeholder sjældent plantenæringsstoffer som N, P og K. Undtagelser herfra er proteinerne casein og gluten, der indeholder ca. 15 % nitrogen (vægt%). For tiden anvendes ingen proteiner til emballage i industrielle mængder. Derfor antages kompost produceret af bionedbrydelige emballager ikke at fortrænge nogen produktion af handelsgødning.

Med komposten tilfører man jorden struktur og mikroorganismene energi, så jordens frugtbarhed principielt påvirkes positivt af C-indhold. Der er imidlertid ingen faglig konsensus om, hvor stor denne effekt kan siges at være (Dalgaard, pers. komm.). På denne baggrund antages det at komposten ikke vil have nogen indflydelse på landbrugsudbyttet og ikke vil substituere nogen andre midler til forbedring af jordens struktur.

### 5.3 Forbrænding af emballage

Affaldsforbrænding har et elektricitetsforbrug på 0,05 kWh pr kg emballage (Frees og Weidema, 1998). Dette energiforbrug er fratrukket den producerede elektricitet. Det antages, at materialet er tørt, da eventuelt indhold af væde skyldes det produkt, der har været i emballagen og derfor bør henregnes til produktet, ikke emballagen. Der er regnet med 2% aske-rest. Emission af SO<sub>2</sub> ved forbrændingen er sat til 0 fordi ingen af emballagematerialerne indeholder svovl (S) i følge molekylformlerne, som kan ses i bilag A.

Tabel 5-3. Energiproduktion og emissioner ved forbrænding af udvalgte emballagematerialer. Alle værdier er opgivet pr kg forbrændt materiale. Beregnet på baggrund af Frees og Weidema (1998) samt stoffernes molekylformler (se bilag A).

		Polyvinylalkohol	PE og PP	PLA	Cellulose
<b>Energiproduktion</b>					
Elektricitet	(MJ)	0,78	1,65	0,55	0,61
Varme	(MJ)	15,3	32,6	10,9	12,0
<b>EMISSIONER TIL LUFT:</b>					
CO <sub>2</sub>	(g)	2052	3075	1436	1596
CO	(g)	6,8	10,2	4,8	5,3
NO <sub>x</sub>	(g)	1,2	1,2	1,2	1,2
SO <sub>2</sub>	(g)	0	0	0	0
Dioxiner	(g)	1 * 10 <sup>-8</sup>	1 * 10 <sup>-8</sup>	1 * 10 <sup>-8</sup>	1 * 10 <sup>-8</sup>



#### 5.4 Fortrængt energiproduktion

Kompostering af emballager vil påvirke den mængde affald, der kan sendes til forbrænding med produktion af el og varme. I system 2 skal emissionerne fra forbrænding af materialet derfor fratrækkes de emissioner der spares ved produktion af energi fra en anden kilde.

Den varme, der produceres ved forbrændingen af emballagen, antages at blive brugt som fjernvarme og erstatte varme produceret i et gennemsnitligt dansk husholdningsfyr. Det gennemsnitlige fyr forbruger 60 % olie og 40 % naturgas (Frees og Weidema, 1998). De sparede emissioner er vist i tabel 5-4.

Tabel 5-4. Emissioner ved fortrængt varmeproduktion. Alle værdier er opgivet pr kg forbrændt materiale. Kilde: Frees og Weidema (1998) og egne beregninger.

		Polyvinylalkohol	PE og PP	PLA	Cellulose
<b>Energiproduktion</b>					
Varme	(MJ)	15,3	32,6	10,9	12,0
<b>EMISSIONER TIL LUFT:</b>					
CO <sub>2</sub>	(g)	1140	2430	810	900
CO	(g)	0,33	0,70	0,23	0,26
NO <sub>x</sub>	(g)	1,1	2,4	0,8	0,9
SO <sub>2</sub>	(g)	0,9	1,8	0,6	0,7
Dioxiner	(g)	8*10 <sup>-10</sup>	2*10 <sup>-9</sup>	6*10 <sup>-10</sup>	6*10 <sup>-10</sup>

Elektriciteten, der produceres ved forbrændingen af emballagen, antages at erstatte elektricitet produceret af naturgas (Frees og Weidema, 1998). De sparede emissioner er vist i tabel 5-5.

Tabel 5-5. Emissioner ved fortrængt elektricitetsproduktion. Alle værdier er opgivet pr kg forbrændt materiale. Kilde: Frees og Weidema (1998) og egne beregninger.

		Polyvinylalkohol	PE og PP	PLA	Cellulose
<b>Energiproduktion</b>					
Elektricitet	(MJ)	0,78	1,65	0,55	0,61
<b>EMISSIONER TIL LUFT:</b>					
CO <sub>2</sub>	(g)	102	217	72	80
CO	(g)	0,02	0,05	0,02	0,02
NO <sub>x</sub>	(g)	0,17	0,37	0,12	0,14
SO <sub>2</sub>	(g)	4*10 <sup>-4</sup>	9*10 <sup>-4</sup>	3*10 <sup>-4</sup>	3*10 <sup>-4</sup>
Dioxiner	(g)	5*10 <sup>-14</sup>	1*10 <sup>-13</sup>	4*10 <sup>-14</sup>	4*10 <sup>-14</sup>

#### 5.5 Samlet opgørelse

I tabel 5-6 til 5-9 er de samlede emissioner fra system 1 og 2 vist for de fire emballagematerialer.

Negative værdier i summen betyder, at systemet samlet set mindsker den givne miljøeffekt. Det sker, når en proces med færre emissioner erstatter en anden proces med flere af de pågældende emissioner.

Tabel 5-6. Samlede emissioner til luft ved henholdsvis system 1 og system 2 for polyvinylalkohol. Alt er opgivet i g emission pr kg emballage.

System 1: Kompostering af emballage				System 2: Forbrænding af emballage på affaldsforbrændingsanlæg med energigenvinding.			
	El-forbrug ved kompostering	+ kompostering	Total	Forbrænding af emballage	- fortrængt varmeprod.	- fortrængt el-prod.	Total
CO <sub>2</sub>	47	2052	2.099	2052	1140	102	812
CO	0,011	0	0,011	6,8	0,33	0,02	6,5
NO <sub>x</sub>	0,080	0	0,08	1,2	1,12	0,17	-0,1
SO <sub>2</sub>	0,0002	0	0,0002	0	0,86	0,0004	-0,86
Dioxin	2 * 10 <sup>-14</sup>	0	2 * 10 <sup>-14</sup>	1*10 <sup>-8</sup>	8*10 <sup>-10</sup>	5 * 10 <sup>-14</sup>	9*10 <sup>-9</sup>

Tabel 5-7. Samlede emissioner ved henholdsvis system 1 og system 2 for polyethylen og polypropylen. Alt er opgivet i g emission pr kg emballage.

System 1: Kompostering af emballage				System 2: Forbrænding af emballage på affaldsforbrændingsanlæg med energigenvinding.			
	El-forbrug ved kompostering	+ kompostering	Total	Forbrænding af emballage	- fortrængt varmeprod.	- fortrængt el-prod.	Total
CO <sub>2</sub>	47	3075	3.122	3075	2430	217	429
CO	0,011	0	0,011	10,3	0,70	0,05	9,5
NO <sub>x</sub>	0,080	0	0,08	1,2	2,40	0,37	-1,6
SO <sub>2</sub>	0,00019	0	0,0002	0	1,85	0,0009	-1,8
Dioxin	2 * 10 <sup>-14</sup>	0	2 * 10 <sup>-14</sup>	1*10 <sup>-8</sup>	2*10 <sup>-9</sup>	1 * 10 <sup>-13</sup>	8*10 <sup>-9</sup>

Tabel 5-8. Samlede emissioner ved henholdsvis system 1 og system 2 for polylaktat. Alt er opgivet i g emission pr kg emballage.

System 1: Kompostering af emballage				System 2: Forbrænding af emballage på affaldsforbrændingsanlæg med energigenvinding.			
	El-forbrug ved kompostering	+ kompostering	Total	Forbrænding af emballage	- fortrængt varmeprod.	- fortrængt el-prod.	Total
CO <sub>2</sub>	47	1436	1.484	1436	812	72	552
CO	0,011	0	0,011	4,8	0,23	0,02	4,5
NO <sub>x</sub>	0,080	0	0,08	1,2	0,80	0,12	0,28
SO <sub>2</sub>	0,00019	0	0,0002	0	0,62	0,0003	-0,62
Dioxin	2 * 10 <sup>-14</sup>	0	2 * 10 <sup>-14</sup>	1*10 <sup>-8</sup>	6*10 <sup>-10</sup>	4 * 10 <sup>-14</sup>	9*10 <sup>-9</sup>

Tabel 5-9. Samlede emissioner ved henholdsvis system 1 og system 2 for cellulose. Alt er opgivet i g emission pr kg emballage.

System 1: Kompostering af emballage				System 2: Forbrænding af emballage på affaldsforbrændingsanlæg med energigenvinding.			
	El-forbrug ved kompostering	+ kompostering	Total	Forbrænding af emballage	- fortrængt varmeprod.	- fortrængt el-prod.	Total
CO <sub>2</sub>	47	1596	1.643	1596	896	80	620
CO	0,011	0	0,011	5,3	0,26	0,02	5,0
NO <sub>x</sub>	0,080	0	0,08	1,2	0,88	0,14	0,18
SO <sub>2</sub>	0,00019	0	0,0002	0	0,68	0,0003	-0,68
Dioxin	2 * 10 <sup>-14</sup>	0	2 * 10 <sup>-14</sup>	1*10 <sup>-8</sup>	6*10 <sup>-10</sup>	4 * 10 <sup>-14</sup>	9*10 <sup>-9</sup>

# 6 Vurdering

## 6.1 Karakterisering af miljøeffektpotentialer ved kompostering og forbrænding.

Det er ikke muligt at beregne, hvor meget emissionerne opgjort i kapitel 4 *rent faktisk* vil bidrage til de forskellige miljøeffekter. Ud fra modeller over de forskellige stoffers reaktioner i miljøet kan man imidlertid vurdere i hvor høj grad stofferne *har mulighed* for at bidrage til miljøeffekterne. Denne størrelse kaldes miljøeffektpotentialet. I tabel 6-1 til 6-4 er miljøeffektpotentialet beregnet for system 1 (kompostering) og system 2 (forbrænding) for de fire materialer. Negative værdier betyder, at det pågældende system fortrænger mere emission, end det skaber.

Tabel 6-1. Miljøeffektpotentialet ved system 1 (kompostering) og system 2 (forbrænding) af 1 kg polyvinylalkohol.

		System 1	System 2
Drivhuseffekt	(g CO <sub>2</sub> )	2099	825
Fotokemisk ozondannelse	(g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	0.00045	0.26
Forsuring	(g SO <sub>2</sub> )	0.056	-0.93
Nærings saltbelastning	(g N)	0.024	0.028
Toksicitet	(g dioxin)	2 * 10 <sup>-14</sup>	9 * 10 <sup>-9</sup>

Tabel 6-2. Miljøeffektpotentialet ved system 1 (kompostering) og system 2 (forbrænding) af 1 kg PE og PP.

		System 1	System 2
Drivhuseffekt	(g CO <sub>2</sub> )	3122	448
Fotokemisk ozondannelse	(g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	0.00045	0.38
Forsuring	(g SO <sub>2</sub> )	0.056	-2.9
Nærings saltbelastning	(g N)	0.024	-0.47
Toksicitet	(g dioxin)	2 * 10 <sup>-14</sup>	8 * 10 <sup>-9</sup>

Tabel 6-3. Miljøeffektpotentialet ved system 1 (kompostering) og system 2 (forbrænding) af 1 kg PLA.

		System 1	System 2
Drivhuseffekt	(g CO <sub>2</sub> )	1484	561
Fotokemisk ozondannelse	(g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	0.00045	0.18
Forsuring	(g SO <sub>2</sub> )	0.056	-0.42
Nærings saltbelastning	(g N)	0.024	0.08
Toksicitet	(g dioxin)	2 * 10 <sup>-14</sup>	9 * 10 <sup>-9</sup>

Tabel 6-4. Miljøeffektpotentialet ved system 1 (kompostering) og system 2 (forbrænding) af 1 kg cellulose.

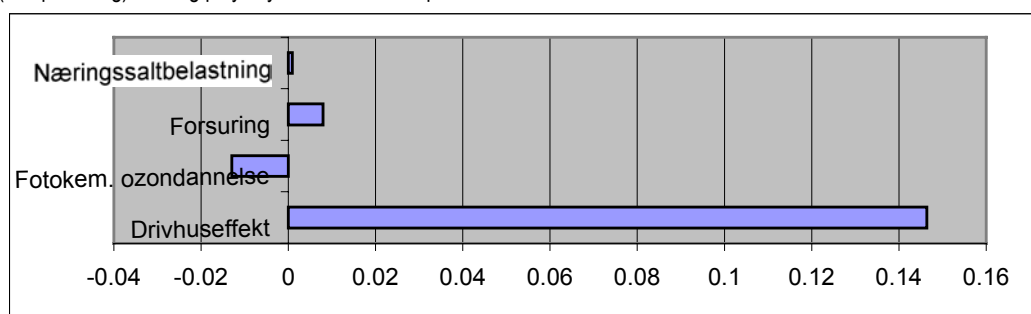
		System 1	System 2
Drivhuseffekt	(g CO <sub>2</sub> )	1643	630
Fotokemisk ozondannelse	(g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	0.00045	0.20
Forsuring	(g SO <sub>2</sub> )	0.056	-0.56
Nærings saltbelastning	(g N)	0.024	0.054
Toksicitet	(g dioxin)	2 * 10 <sup>-14</sup>	9 * 10 <sup>-9</sup>

## 6.2 Normalisering af forskellen mellem de to systemers miljøeffektpotentialer

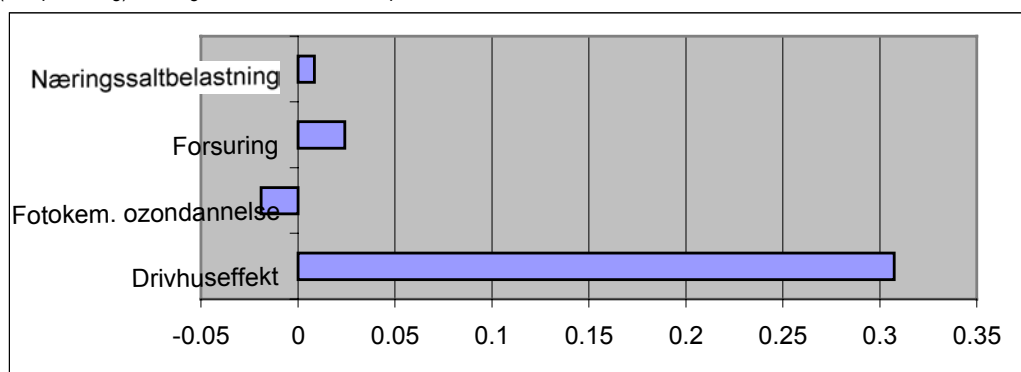
Forskellene mellem de to systemers miljøeffektpotentialerne er beregnet og derefter normaliseret, dvs. sat i forhold til de miljøeffektpotentialer der stammer fra én gennemsnitlig persons samlede forbrug på et år. Normaliseringsreferencen er fundet i Wenzel et al. (1996). Da der ikke findes normaliseringsreference for dioxin, er toksicitetspotentialet ikke normaliseret.

Figureerne viser størrelsen af miljøeffekten ved at kompostere 1 kg materiale i stedet for at forbrænde det. F.eks. vil drivhuseffekten øges med den mængde, der gennemsnitligt udledes per  $0,14 \cdot 10^{-3}$  menneske pr år, når 1 kg polyvinylalkohol komposteres.

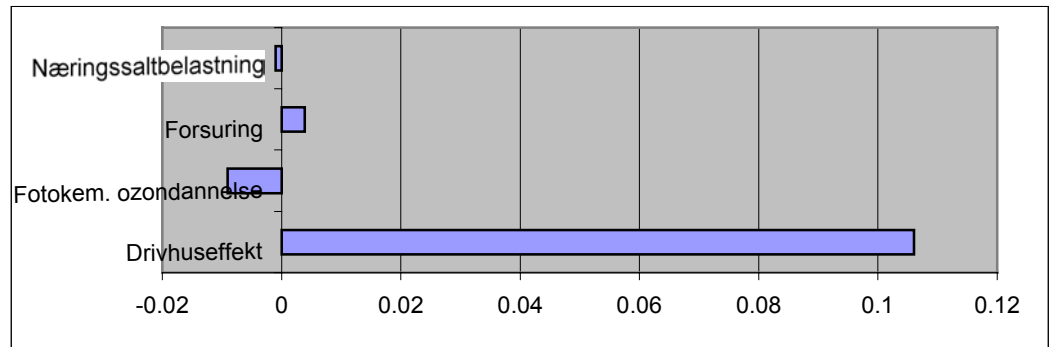
Figur 6-1. Normaliserede miljøeffektpotentialer opstået ved skift fra system 2 (forbrænding) til system 1 (kompostering) for 1 kg polyvinylalkohol. Alt i millipersonækvivalenter.



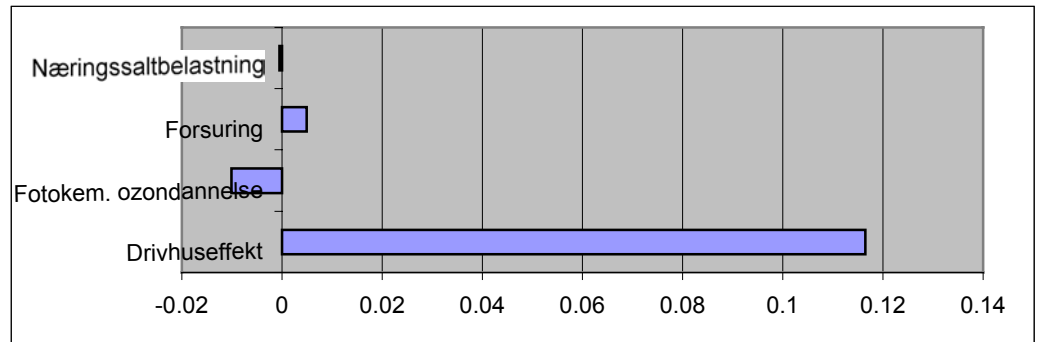
Figur 6-2. Normaliserede miljøeffektpotentialer opstået ved skift fra system 2 (forbrænding) til system 1 (kompostering) for 1 kg PE eller PP. Alt i millipersonækvivalenter.



Figur 6-3. Normaliserede miljøeffektpotentialer opstået ved skift fra system 2 (forbrænding) til system 1 (kompostering) for 1 kg PLA. Alt i millipersonækvivalenter.



Figur 6-4. Normaliserede miljøeffektpotentialer opstået ved skift fra system 2 (forbrænding) til system 1 (kompostering) for 1 kg cellulose. Alt i millipersonækvivalenter.



Det ses, at kompostering bidrager mere til drivhuseffekten og forsuring end forbrænding ved samtlige emballager. Det større bidrag til drivhuseffekten og forsuring skyldes forskellen i fortrængt energiproduktion.

Kompostering mindsker derimod den fotokemiske ozondannelse, da de foreliggende data for affaldsforbrænding angiver en mere ufuldstændig forbrænding (relativt mere CO) end for den fortrængte energiproduktion. Man kan diskutere om denne forskel bør tale til fordel for komposteringen, da det måske snarere peger på behovet for forbedringer i affaldsforbrændingsteknologien. Datagrundlaget for affaldsforbrænding er i øvrigt for dårligt til at drage vidtgående konklusioner herom.

Systemernes bidrag til toksicitet er som nævnt ikke normaliseret. Tabel 6-1 til 6-4 viser dog, at kompostering mindsker emissionen af dioxin. Årsagen er den samme som for fotokemisk ozondannelse.

# 7 Diskussion

Beregningerne i kapitel 4 og 5 er baseret på en række antagelser. I dette kapitel undersøges, om vurderingens konklusion ændres, hvis disse antagelser ændres.

## 7.1 Ændringer i det danske energisystem

Resultatet af denne vurdering er afhængigt af antagelsen om, at emballagerne ved forbrænding giver anledning til en varme- og el-produktion, der fortrænger henholdsvis lokal olie- og naturgas-baseret varmforsyning og naturgasbaseret elproduktion. Alternative antagelser kunne være:

- at det lokale varmebehov allerede var mættet med fjernvarme fra eksisterende kraftvarmeværker, og
- at den fortrængte elproduktion i stedet for at være naturgasbaseret (den nordiske basislasts langtidsmarginal) er kulbaseret (den nordiske basislasts korttidsmarginal).

I afsnit 7.1.1 og 7.1.2 er konsekvenserne af disse alternativer beregnet.

På meget langt sigt kunne det endvidere antages at den marginale elproduktion ikke længere var baseret på fossile energikilder. I en sådan situation vil affaldsforbrænding formodentlig ikke længere være en miljømæssig fordel. Hvis det danske affaldssystem blev ændret, så organisk husholdningsaffald blev indsamlet separat til bioforgasning, ville en del af emballagens brændværdi blive udnyttet som energikilde. Dette ville også gøre affaldsforbrænding mindre attraktiv. Disse langsigtede ændringer er dog ikke medtaget i nærværende analyse.

### 7.1.1 Elektricitet produceret af kul

Hvis elektriciteten produceret fra affaldsforbrændingen i system 2 ikke erstatter elektricitet baseret på naturgas, men derimod elektricitet baseret på kul, vil vurderingens konklusion yderligere forstærkes, idet system 2 (forbrænding) opnår en øget fordel, mens system 1 (kompostering) ikke påvirkes nævneværdigt af den ændrede antagelse. Dette kan ses ved at sammenligne det ændrede resultat i tabel 7-1 med det oprindelige resultat i tabellerne 6-1 til 6-4.

Tabel 7-1. Miljøeffektpotentialer ved system 1 (kompostering) og system 2 (forbrænding) af 1 kg polyvinylalkohol, når den fortrængte el-produktion antages at være baseret på kul.

		Polyvinyl-alkohol		PE og PP		PLA		Cellulose	
		Sys. 1	Sys. 2	Sys. 1	Sys. 2	Sys. 1	Sys. 2	Sys. 1	Sys. 2
<b>Drivhuseffekt</b>	(g CO <sub>2</sub> )	2128	763	3151	314	1513	516	1672	580
<b>Fot.kem. ozon</b>	(g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	0.0004	0.26	0.0004	0.38	0.0004	0.18	0.0004	0.20
<b>Forsuring</b>	(g SO <sub>2</sub> )	0.27	-1.4	0.27	-3.9	0.27	-0.75	0.27	-0.92
<b>Nærings salt-belastning</b>	(g N)	0.061	-0.11	0.061	-0.64	0.061	0.026	0.061	-0.008
<b>Toksicitet</b>	(g dioxin)	4*10 <sup>-12</sup>	9*10 <sup>-9</sup>	4*10 <sup>-12</sup>	8*10 <sup>-9</sup>	4*10 <sup>-12</sup>	9*10 <sup>-9</sup>	4*10 <sup>-12</sup>	9*10 <sup>-9</sup>

Forbrænding er altså i endnu højere grad at foretrække, hvis affaldsforbrænding vil erstatte kulbaseret produktion af elektricitet.

### 7.1.2 Udnyttet fjernvarme

Hvis den varme, der produceres fra affaldsforbrændingen i system 2 ikke bliver udnyttet, i stedet for at blive anvendt til fjernvarme, vil vurderingens resultat ændre sig, som vist i tabel 7-2. Ved sammenligning med udgangsberegningen i tabellerne 6-1 til 6-4 ses, at den indlysende fordel ved system 2, hvor emballagen forbrændes, er væk. Vurderingens konklusion er altså følsom overfor udnyttelsen af energiindholdet ved forbrændingen.

Tabel 7-2. Miljøeffektpotentialet ved system 1 (kompostering) og system 2 (forbrænding) af 1 kg polyvinylalkohol, når der ikke fortrængtes fjernvarme- og el-produktion ved affaldsforbrændingen.

		Polyvinyl-alkohol		PE og PP		PLA		Cellulose	
		Sys. 1	Sys. 2	Sys. 1	Sys. 2	Sys. 1	Sys. 2	Sys. 1	Sys. 2
<b>Drivhuseffekt</b>	(g CO <sub>2</sub> )	2099	1964	3122	2878	1484	1373	1643	1527
<b>Fot.kem ozon</b>	(g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	0.0004	0.27	0.0004	0.41	0.0004	0.19	0.0004	0.21
<b>Forsuring</b>	(g SO <sub>2</sub> )	0.056	0.72	0.056	0.58	0.056	0.75	0.056	0.74
<b>Næringsalt-belastning</b>	(g N)	0.024	0.31	0.024	0.25	0.024	0.32	0.024	0.32
<b>Toksicitet</b>	(g dioxin)	2*10 <sup>-14</sup>	1*10 <sup>-8</sup>	2*10 <sup>-14</sup>	1*10 <sup>-8</sup>	2*10 <sup>-14</sup>	1*10 <sup>-8</sup>	2*10 <sup>-14</sup>	1*10 <sup>-8</sup>

### 7.2 Emissioner fra komposteringsprocessen

Som nævnt i afsnit 4-1 er det antaget, at kompostering af emballagematerialerne sker under maksimalt iltrige forhold, så omsætningen bliver så godt som fuldstændig og uden nogen dannelse af CO, CH<sub>4</sub> eller andre flygtige organiske forbindelser (VOC). Dette er en best-case antagelse for system 1 (kompostering). Enhver detaljering af data vil stille system 2 bedre, og dermed underbygge den aktuelle konklusion.

### 7.3 Emissioner der ikke er medtaget i vurderingen

Der er stor forskel på hvor detaljerede data, der er at finde på affaldsforbrændingsprocesser og produktion af energi. Da elektricitet anvendes i mange livscyklusvurderinger, men emballagematerialer kun brændes af i få, er der data på udledning af mange stoffer fra energiproduktionen, som ikke er medtaget hér. Hvis de var medtaget for energiproduktionen, ville de have stillet system 2 urimeligt meget bedre, på grund af den fortrængte produktion af el og varme.

#### 7.4 Tager standarden hensyn til bioforgasning?

Som nævnt i afsnit 4.2 har det fælleseuropæiske standardiseringsorgan CEN udarbejdet en standard for, hvilke materialer der kan kaldes bionedbrydelige. Standarden hedder ”Packaging – Requirements for packaging recoverable through composting and biodegradation – Test scheme and evaluation criteria for the final acceptance of packaging”.

Bionedbrydelighed dækker over to forskellige processer: kompostering under aerobe forhold, og forgasning under anaerobe forhold, som det sker i biogasanlæg. Den foreliggende version af standarden nævner i introduktionen, at den dækker begge. Denne standard sætter både normative grænser for definition af komposterbarheden ved aerob og ved anaerob forbrænding. Der skulle således være taget højde for, at de polymerer faktisk nedbrydes, og ikke bare bliver kosmetisk væk.

Det er dog ikke noget krav, at begge typer tests foretages for at et materiale kan kaldes komposterbart eller bionedbrydeligt. For at sikre, at materialernes energiindhold faktisk udnyttes i et biogasanlæg, vil det derfor være nødvendigt at materialerne er godkendt som bionedbrydelige under såvel aerobe som anaerobe forhold.



# 8 Bionedbrydelig emballage i den offentlige debat

Bionedbrydelige plastmaterialer er udtryk for en søgen efter alternativer til de traditionelle plastmaterialer og disses miljøeffekter. I den offentlige debat bruges mange argumenter til støtte for biologisk nedbrydelige plastmaterialer, men de er ikke altid underbygget i forhold til de biologiske og miljømæssige sammenhænge.

Målet med dette kapitel er at afdække hvilke argumenter, der i den offentlige debat bruges for anvendelsen af bionedbrydelige emballager, og anføre begrænsningerne af disse argumenter, f.eks. når de strider mod gængs miljømæssig og økonomisk viden. Argumenterne er fundet i fagbøger og artikler om emballage, samt ved søgning på Internettet.

- a) Bionedbrydelig emballage er CO<sub>2</sub>-neutral. Dette er hovedargumentet for bionedbrydelige plastmaterialer, og nævnes af mange, heriblandt SDU (1999), KVL (2000), Weber (2000), Anon. (1999), og Greenpeace (2000).
- b) Bionedbrydelig emballage bevarer ikke-fornybare ressourcer (Socialdemokratiet, 2001).
- c) Bionedbrydelig emballage fremmer den økonomiske udvikling i landbruget. Argumentet nævnes af KVL (2000) og Weber (2000).
- d) Bruger et affaldsprodukt fra skov- og landbrug. SDU (1999) og KVL (2000) nævner dette som endnu en af den bionedbrydelige emballages positive egenskaber.
- e) Få emballagematerialerne tilbage til den natur, de kom fra. Enhedslistens Frank Aaen bruger dette argument i en folketingsdebat. Måske er det også en bagvedliggende antagelse at den komposterbare emballage er økologisk produceret (Aaen, 1997).
- f) Bionedbrydelig emballage ophobes ikke på lossepladser. BPS (2001), Weber (2000) og Day et al (1998) nævner alle dette.
- g) Bionedbrydelig emballage skæmmer ikke naturen. Enkelte har nævnt, at nedbrydelig emballage løser problemet med emballage henkastet i naturen eller rekreative områder (refereret fra Kjær, pers.komm.).
- h) Mindsker udledning af østrogenlignende stoffer fra plastmaterialer. Argumentet nævnes af et indisk tidsskrift (Ghatnekar og Ghatnekar., 1999).
- i) Bionedbrydelig emballage kan hæmme udviklingen af mug og svamp i madvarer. To forskere ved Norges Landbrugs Universitet fortæller om udviklingen af nye permeable emballagetyper, der konserverer madvarer bedre, end ilttætte emballager (Polargruppen, 2001).
- j) Kan gøre genanvendelse af emballagen mulig i områder, hvor anden genanvendelse er umulig. Nævnes af BPS (2001) og Greenpeaces PVC-gruppe (2000).
- k) Fremmer selvforsyning. Argumentet nævnes af Weber (2000).

Den første gruppe argumenter (a, b) er kun relevant for egentlige biobaserede materialer (dvs. ikke for de bionedbrydelige materialer der er baserede på fossile råvarer), og vedrører spørgsmålet om fossile ressourcer og deres afbrænding. Ved forbrænding af materialer af petrokemisk oprindelse udledes CO<sub>2</sub>, der før var stabilt bundet i jordens lagre af olie, kul og gas. Dermed øges

drivhuseffekten. Ved produktion af materialer fremstillet af fornybare ressourcer fikseres CO<sub>2</sub> fra atmosfæren, og det er denne CO<sub>2</sub>, der frigives igen ved forbrænding. Denne emission øger dermed ikke drivhuseffekten. Da der imidlertid også anvendes fossil energi til fremstillingen af de biologiske materialer, er de ikke fuldstændigt CO<sub>2</sub>-neutrale, og kan i praksis vise sig at indebære et lige så stort eller større forbrug af fossile ressourcer og en lige så stor eller større CO<sub>2</sub>-emission som materialer af petrokemisk oprindelse. Dette kan vurderes ved en fuldstændig livscyklusvurdering, der også omfatter fremstillings- og brugs-faserne.

Den næste gruppe af argumenter (c, d, og måske også e) vedrører skov- og landbrugets afsætningsmuligheder. Hvis emballage fremstilles af affaldsprodukter fra skov- og landbrug vil det ganske rigtigt åbne nye muligheder for indtjening til de primære erhverv.

Den næste gruppe af argumenter (e, f, g) vedrører direkte fordelene ved bionedbrydelighed, nemlig at den nedbrydes ved deponering. Brændbart affald går imidlertid ikke til deponi i Danmark. I de lande hvor det sker, har bionedbrydelig plast den nævnte fordel at det efter nedbrydningen ikke optager plads på lossepladserne (og man kan så håbe at den udviklede metan er blevet genvundet). Men selvom emballage er bionedbrydelig, løser det ikke problemet med affaldet henkastet i naturen, da nedbrydningstiden under ukontrollerede forhold stadig er lang.

Selvom de sidste argumenter (h, i, j, k) vedrører bionedbrydelig emballage, har argumenterne ikke direkte relation til emballagens bionedbrydelighed. Materialets permeabilitet og indhold af uønskede stoffer, samt spørgsmålet om genanvendelighed og selvforsyningsgrad, kan alle reguleres uafhængigt af materialets grad af bionedbrydelighed. I øvrigt produceres de fleste bionedbrydelige polymermaterialer i dag i USA, mens markedet for deres anvendelse primært er i Europa. Derfor skal der ske store omlægninger af produktionsapparatet, før Danmark eller noget europæisk land kan være selvforsynende med disse.

## 9 Litteratur

Aaen F. (1997). Indlæg på første behandling af lovforslag nr. L 81: Forslag til lov om ændring af lov om afgift af affald og råstoffer. (Ophævelse af genanvendelsesvirksomheders adgang til kompensation for affaldsafgiften m.v.). Referat tilgængeligt via [www.folketinget.dk](http://www.folketinget.dk)

Anon. (1999). Når livet bliver til industri. Avisartikel i Aktuelt 16-06-1999 s. 6. Resume tilgængelig på <http://www.mem.dk/presseresume/1999/Juni/16-06-99.htm>

Behnke K. (1998). Indlæg ved første behandling af lovforslag nr. L 90: Forslag til lov om ændring af lov om afgift af visse detailsalgspakninger og visse poser af papir eller plast m.v. (Vægtbaseret emballageafgift). Referat tilgængeligt via [www.folketinget.dk](http://www.folketinget.dk)

Biodegradable Plastics Society. (2001). What is Green Plastics? [http://www.bpsweb.net/02\\_english/03\\_new\\_e/what\\_g/what.htm](http://www.bpsweb.net/02_english/03_new_e/what_g/what.htm). Siden er sidst opdateret 31. august 2001.

CEN (2000). Final draft: Packaging – Requirements for packaging recoverable through composting and biodegradation – Test scheme and evaluation criteria for the final acceptance of packaging. Brussel: Comité Européen de Normalisation.

Christensen T.H. (red.) (1998). Affaldsteknologi. Ingeniøren-bøger

Dalgaard, Randi. Danmarks JordbrugsForskning, Afdeling for Jordbrugssystemer, Forskningscenter Foulum. Personlig kommunikation, 21. november, 2001.

Day M, Cooney J D, Shaw K, Watts J. (1998). Journal of Thermal Analysis 52:261-274.

Frees N, Weidema B P. (1998). Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks. Energy and Transport Scenarios. København: Miljøstyrelsen. (Miljøprojekt 406).

Ghatnekar S, Ghatnekar M. (1999). Biodegradable plastics for a better future. <http://www.expressindia.com>: Indian express newspaper.

Greenpeaces PVC-gruppe (2000). PVC free solutions. Tilgængelig på <http://www.greenpeace.org/~toxics/html/content/pvc5.html>

Hoffmann L, Weidema B, Christiansen K. (1995). Methodological aspects of life cycle screening of biological treatment of source separated household waste. In Proceedings of First International Symposium on Biological Waste Management, Bochum, 1995.04.04-06.

Kjær, Erik M. (pers.kom.). Telefonsamtale mandag 5/11 2001. Dansk Polymercenter. Tlf: 4525 4748.

KVL. (2000). Fødevareemballage i komposten. Pressemeddelelse 23. august 2000. Tilgængelig på <http://www.adm.kvl.dk/news/press/index00/pr230800.htm>

Lide D R, Frederiksen H P R. (ed.). (1998). CRC Handbook of Chemistry and Physics. Boca Raton and New York: CRC Press.

MST (2001). Bionedbrydelige plastposer til indsamling af den organiske del af dagrenovationen til biogasanlæg.

Polargruppen (2001). Nyheder fra polargruppen ved Norges Landbrugsuniversitet, maj 2001. Tilgængelig på <http://www.polargruppen.com/news/nr5.htm>

SDU. (1999). Løft til agroindustri. Ny Viden 1999-1. Web-tidskrift fra Syddansk Universitet. Tilgængelig på [http://www.sdu.dk/Adm/InfoK/Webnyt/NyViden99/NyViden01\\_99/Agroindustri.html](http://www.sdu.dk/Adm/InfoK/Webnyt/NyViden99/NyViden01_99/Agroindustri.html)

Socialdemokratiet. (2001). Socialdemokratiets arbejdsprogram kap. I.4. (<http://www.socialdemokratiet.dk>; sidst besøgt november 2001)

Thipse S S, Sheng C, Booty M R, Magee R S, Dreizin E L. (2001). Synthetic fuel for imitation of municipal solid waste in experimental studies of waste incineration. *Chemosphere* (44)5:1071-1077. [www.elsevier.com/locate/chemosphere](http://www.elsevier.com/locate/chemosphere)

Weber C J. (red.) (2000). Biobased packaging materials for the food industry. Status and perspectives. A European Concerted Action. Copenhagen: Agricultural University of Denmark, Department of Dairy and Food Science.

## Brændværdi og forbrændingsprodukter ved forbrænding af polymerer

Ifølge Christensen (1998) side 171 kan affalds nedre brændværdi beregnes efter nedenstående formel.

$$H_u \text{ (kJ/kg)} = 34,8 * X_C + 93,9 * X_H + 10,5 * X_S + 6,3 * X_N - 10,8 * X_O - 2,45 * X_{H_2O}$$

$H_u$  angiver nedre brændværdi for stof u. X angiver indholdet målt i vægtprocent af hhv. C (carbon), H (hydrogen), S (svovl), N (nitrogen), O (oxygen) og H<sub>2</sub>O (vand).

Stivelse og cellulose har samme molekylformel, men adskiller sig fra hinanden ved at cellulose består af større molekyler (højere værdier af n).

Tabel A-1. Molekylformler, nedre brændværdier og beregnede CO<sub>2</sub>-udslip ved forbrænding/nedbrydning.

Polymer	Molekylformel	Beregnet nedre brændværdi (kJ/kg)	Beregnet CO <sub>2</sub> udslip ved fuldstændig, aerob nedbrydning
Cellulose	(C <sub>6</sub> H <sub>10</sub> O <sub>5</sub> ) <sub>n</sub> +	16,0	1,6
Stivelse	(C <sub>6</sub> H <sub>10</sub> O <sub>5</sub> ) <sub>n</sub>	16,0	1,6
Polyvinylalkohol	(C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> O) <sub>n</sub>	20,3	2,1
Polyethylen	(C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> ) <sub>n</sub>	43,3	3,1
Polypropylen	(C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> ) <sub>n</sub>	43,3	3,1
Polystyren	(C <sub>8</sub> H <sub>9</sub> ) <sub>n</sub>	39,9	3,3
Polyester	(C <sub>10</sub> H <sub>10</sub> O <sub>4</sub> ) <sub>n</sub>	22,8	2,2
Polylaktat	(C <sub>3</sub> H <sub>6</sub> O <sub>3</sub> ) <sub>n</sub>	14,5	1,4