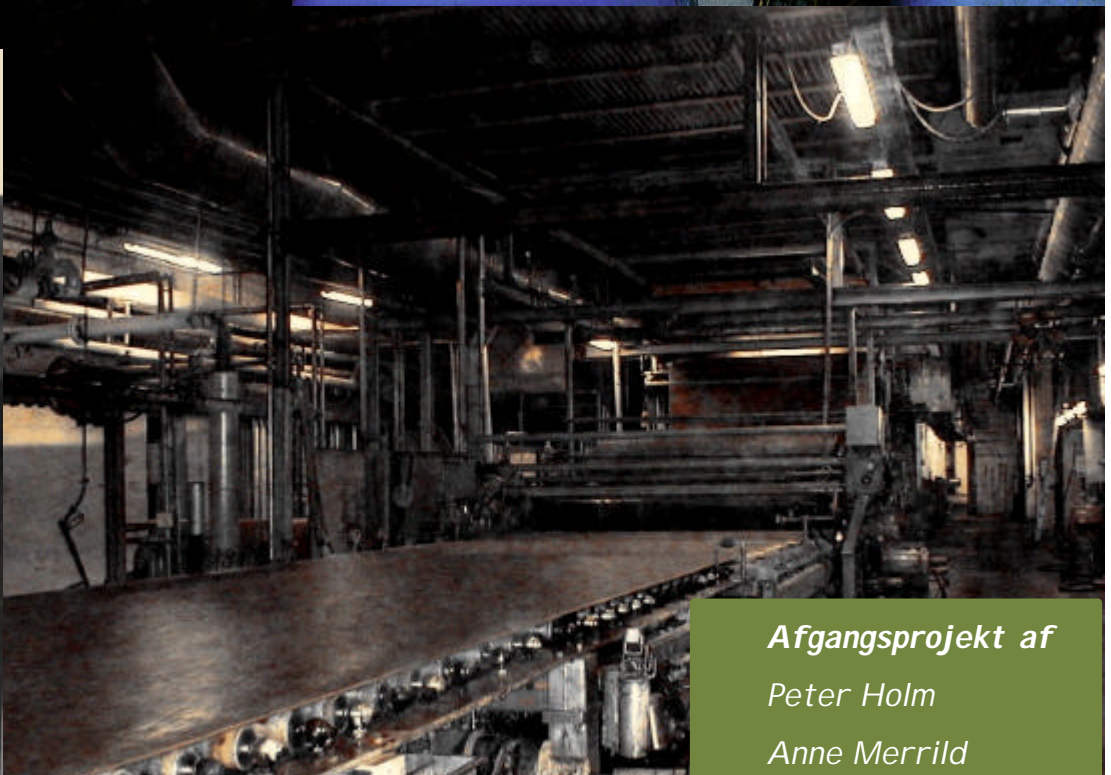




Miljøvurdering af affaldshierarkiet



*Afgangsprojekt af
Peter Holm
Anne Merrild*

Aalborg Universitet, Civilingeniøruddannelsen i Miljø- og Energiplanlægning Jannick Schmidt



Det Teknisk-Naturvidenskabelige Fakultet

Civilingeniøruddannelsen i Miljø- og Energiplanlægning, 10. semester

Titel:

Miljøvurdering af
affaldshierarkiet

Projektperiode:

5. februar – 14. juni 2002

Projektgruppe:

Peter Holm
Anne Merrild
Jannick Schmidt

Vejleder: Per Christensen**Oplagstal:** 9**Sidetal:** 238**Antal bilag:** 26**Forside:** Fotos Niels Ebbesen**Synopsis**

I denne rapport miljøvurderes affaldshierarkiet. Affaldshierarkiet er et centralt princip i dansk affaldsplanlægning, hvor bortskaffelse af affald prioriteres i følgende rækkefølge: Forebyggelse, genanvendelse, forbrænding og deponering. Princippet er alment accepteret, og der stilles generelt ikke spørgsmålstegn ved det.

Rapportens undersøgelser tager udgangspunkt i problemformuleringen:

Er affaldshierarkiet et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip?

- Er det hensigtsmæssigt at behandle glas, papir og imprægneret træ jævnt før affaldshierarkiet?
- Hvilke fordele og ulemper er der forbundet med de fire miljøvurderinger og har valget af miljøvurderingsmetode betydning for resultatet af vurderingen af affaldshierarkiet?

Affaldshierarkiet miljøvurderes ved anvendelse af strategisk miljøvurdering, input-output vurdering (grønt regnskab) og livscyklusvurdering. Miljøvurderingerne foretages på et fælles datagrundlag, som udgøres af massestrømsanalyser af forskellige scenarier for fraktionerne papir, glas og imprægneret træ i Danmark, samt en detaljeret kortlægning af forhold der påvirker miljøet for hver massestrøm. Scenarierne skal belyse de forskellige trin i affaldshierarkiet.

Det konkluderes ud fra miljøvurderingerne, at det generelt er hensigtsmæssigt, at behandle papir, glas og imprægneret træ jævnt før affaldshierarkiet. Dog medfører deponering af glas mindre miljøbelastninger end forbrænding. På baggrund af konklusionerne for papir, glas og imprægneret træ vurderes affaldshierarkiet at være generelt gældende for affald.

På trods af at alle miljøvurderingsmetoder kommer frem til det samme resultat, viser en sammenligning af metoderne, at der er stor forskel på hvilke miljøpåvirkningskategorier, der slår ud, afhængigt af hvilken metode, der anvendes. Desuden er der forhold der gør at nogle af metoderne ved enkelte vurderinger har modsatte konklusioner.

Vurderingerne viser endvidere at der ved renere teknologi og genanvendelse kan opnås væsentlige miljøbesparelser i forhold til Danmarks samlede miljøregnskab.

Forord

Denne rapport er udarbejdet som dokumentation for et 10. semesters afgangprojekt på Aalborg Universitets civilingeniøruddannelse i Miljø- og Energiplanlægning. Rapporten er opbygget i syv dele som det fremgår af indholdsfortegnelsen. Starten af en ny del markeres med et skilleblad, som indeholder en beskrivelse af delens indhold. I indledningen findes en læsevejledning, hvoraf det fremgår hvilke kapitler der er de vigtigste at læse for at få et godt indblik i undersøgelsen.

Referencer er angivet ved Harvardmetoden og henviser til en referenceliste, der findes i slutningen af rapporten. Bilag som indeholder supplerende oplysninger og dokumentation for beregninger i rapporten findes i en separat bilagsrapport. Bilagene er nummereret alfabetisk fortløbende efter de pågældende kapitler.

Projektgruppen vil gerne rette en tak til Lone Lykke Nielsen fra Miljøstyrelsens Husholdningssaffaldskontor, Nete Jakobsen direktør for RenoSam, Birgit Holmboe leder af Videnscenter for Affald samt Brian Sørensen fra imprægneringsvirksomheden Collstrup A/S, som alle har taget sig tid at bistå med oplysning til vores arbejde.

Peter Holm

Anne Merrild

Jannick Schmidt

Indholdsfortegnelse

Resumé	8
Summary	12
1 Indledning.....	16
1.1 Rapportens formål.....	16
1.2 Rapportstruktur og læsevejledning.....	17
2 Forbrug og affald i et socialhistorisk perspektiv	21
2.1 Masseforbrugskulturens opståen.....	21
2.2 Efterkrigstidens sparsommelighed.....	22
2.3 Den økologiske samvittighed	22
3 Affaldshierarkiet i miljøforvaltningen	25
3.1 Genanvendelse og renere teknologi i fokus	25
3.2 Affaldshierarkiet skrives ind i miljøpolitikken.....	28
3.3 Affaldshierarkiet forfines og nye principper introduceres.....	29
4 Affaldshierarkiets institutionalisering.....	35
4.1 Spredningsanalyse.....	35
4.2 Affaldshierarkiet institutionaliseres kognitivt, normativt og regulativt.....	36
5 Kritik af affaldshierarkiet	40
5.1 Kun få undersøgelser af affaldshierarkiet.....	40
5.2 Cost-benefit analyse af affaldshierarkiet	41
6 Metode til miljøvurdering.....	45
6.1 Miljøvurderingsmetoder	45
6.2 Valg af miljøvurderingsmetoder.....	56
7 Affaldspolitik og -forvaltning	60
7.1 EU	60
7.2 Den danske stat.....	60
7.3 Amter.....	64
7.4 Kommuner.....	65
7.5 Borgere og virksomheders forpligtigelser.....	66
8 Affald og affaldshåndtering	68
8.1 Begreber om affaldshåndtering.....	68
8.2 Affaldsgenerering.....	69
8.3 Renholdning	72
8.4 Bortskaffelse	74
9 Valg af affaldsfraktioner	80
9.1 Kriterier for valg af fraktioner.....	80
9.2 Valg af fraktionerne: Glas, papir og imprægneret træ.....	81

10	Problemformulering	84
10.1	Opsamling	84
10.2	Problemstillingen	85
10.3	Undersøgelse og konklusion	85
11	Målsætning og systemgrænse	88
11.1	Målsætning	88
11.2	Systemgrænse	90
12	Papir	94
12.1	Systemanalyse	94
12.2	Kortlægning	98
12.3	Opstilling af scenarier	102
13	Glas	106
13.1	Systemanalyse	106
13.2	Kortlægning	109
13.3	Opstilling af scenarier	113
14	Imprægneret træ	118
14.1	Systemanalyse	118
14.2	Kortlægning	122
14.3	Opstilling af scenarier	126
15	Strategisk miljøvurdering 1	129
15.1	Fremgangsmåde	129
15.2	Strategisk miljøvurdering af målsætning for papir	130
15.3	Strategisk miljøvurdering af målsætning for glas	132
15.4	Imprægneret træ	135
15.5	Vurdering af affaldshierarkiet på baggrund af miljøvurderingerne	138
16	Strategisk miljøvurdering 2	139
16.1	Fremgangsmåde	139
16.2	Strategisk miljøvurdering af papir	140
16.3	Strategisk miljøvurdering af glas	145
16.4	Strategisk miljøvurdering af imprægneret træ	150
16.5	Vurdering af affaldshierarkiet på baggrund af miljøvurderingerne	154
17	Input-output vurdering	155
17.1	Fremgangsmåde	155
17.2	Forhold der medtaget i input-output vurderingerne	156
17.3	Input-output vurdering af papir	158
17.4	Input-output vurdering af glas	163
17.5	Input-output vurdering af imprægneret træ	168
17.6	Samlet vurdering af affaldshierarkiet	173
18	Livscyklusvurdering	174

18.1 Fremgangsmåde	174
18.2 Definition af formål og afgrænsning	175
18.3 Livscyklusvurdering af papir	177
18.4 Livscyklusvurdering af glas	182
18.5 Livscyklusvurdering af imprægneret træ	188
18.6 Vurdering af affaldshierarkiet på baggrund af livscyklusvurderingerne	193
19 Miljøvurderingsmetoder	195
19.1 Metodiske overvejelser	195
19.2 Forskellige miljøpåvirkninger i fokus	196
19.3 Forskelle i miljøvurderingerne	198
19.4 Opsamling på styrker og svagheder ved metoderne	201
20 Renere teknologi	205
20.1 Renere teknologi for papirproduktion	205
20.2 Renere teknologi for glasproduktion	206
20.3 Renere teknologi for produktion af imprægneret træ	207
20.4 Renere teknologi for transport	208
20.5 Renere teknologi for energiproduktion	208
20.6 Samlet vurdering af renere teknologi	209
21 Affaldshierarkiet	210
21.1 Er affaldshierarkiet hensigtsmæssigt?	210
21.2 Hvordan påvirker transportafstande konklusionerne om affaldshierarkiet?	212
21.3 Hvordan påvirker energisystemet konklusionerne om affaldshierarkiet for papir?	213
21.4 Hvornår er affaldshierarkiet miljømæssigt hensigtsmæssigt?	214
22 Perspektiver ved de mulige miljøbesparelser	215
22.1 Samlede reduktionsmuligheder	215
22.2 Væsentligheden af massestrømmene og reduktionsmulighederne	217
22.3 Mest miljø for pengene	218
23 Konklusion	220
23.1 Rapportens indledende undersøgelser	220
23.2 Miljøvurderingsmetoder	221
23.3 Er det hensigtsmæssigt at behandle glas, papir og imprægneret træ jævnt for affaldshierarkiet?	223
23.4 Er affaldshierarkiet et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip?	224
Appendiks A: Introduktion til institutionel analyse	226
Tilgange	226
Påvirkning	227
Undersøgelsesområde	229
Referenceliste	231



Dansk resumé

Resumé

Baggrund og formål

Affaldshierarkiet har gennem de seneste 10-20 år været det centrale princip affaldspolitikken i Danmark og mange andre lande. Affaldshierarkiet er en prioritering mellem forskellige affaldsbortskaffelsesmetoder, hvor der prioriteres i følgende rækkefølge: Forebyggelse, genanvendelse, forbrænding og til slut deponering. Princippet er et alment accepteret princip, og der stilles generelt ikke spørgsmål ved det.

Der findes kun få undersøgelser af affaldshierarkiet. Det vælges i denne rapport at sætte fokus på de miljømæssige besparelser, det er muligt at opnå ved de forskellige bortskaffelsesmetoder og herved undersøge affaldshierarkiets miljømæssige hensigtsmæssighed. Undersøgelsen baseres på en sammenligning af genanvendelse, forbrænding og deponering. Grunden til at det øverste trin i affaldshierarkiet undlades fra undersøgelsen er, at det vurderes at være svært at komme med realistiske bud på forebyggelse og renere teknologi uden et detaljeret detailkendskab til de produktionsprocesser, der indgår et produkts livscyklus.

I en indledende undersøgelse af hvilke miljøvurderingsmetoder, der kan anvendes til udførelse af en miljøvurdering af affaldshierarkiet, er der identificeret væsentlige fordele og ulemper ved seks undersøgte metoder. Af den grund ønskes det desuden at vurdere perspektiver samt styrker og svagheder ved anvendelse af forskellige miljøvurderingsmetoder. Affaldshierarkiet vurderes således både ved anvendelse af strategisk miljøvurdering, input-output vurdering og livscyklusvurdering.

Det vurderes, på grund af projektets tidsmæssige begrænsning, at det ikke vil være hensigtsmæssigt at miljøvurdere alle affaldsfraktioner. Af den grund begrænses undersøgelsen til at omfatte tre affaldsfraktioner i Danmark. Disse er valgt til at være papir, glas og imprægneret træ. Dette valg begrundes blandt andet med, at fraktionerne beskriver hovedkategorierne: Organisk affald, inert affald og farligt affald. Herved vurderes rapportens konklusioner om affaldshierarkiet med større berettigelse at kunne generaliseres til at gælde generelt.

Metode til undersøgelse

Undersøgelsen af affaldshierarkiet tager udgangspunkt i, at forskellige scenarier for hver fraktion sammenlignes med udgangssituationen. Scenarierne belyser konsekvenserne ved en øget indsats for henholdsvis genanvendelse, forbrænding og deponering.

For at kunne sige noget konsistent om de forskellige miljøvurderingsmetoder vælges det at udarbejde dem på et fælles datagrundlag. Dette grundlag udgøres af en massestrømsanalyse af

hver af fraktionerne papir, glas og imprægneret træ, suppleret med en kortlægning af forhold der påvirker miljøet.

Konklusioner

Den generelle konklusionen for de tre fraktioner er i alle miljøvurderinger, at affaldshierarkiet er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip.

Forskelle på miljøvurderingsmetoder: Til trods for at der kan konkluderes det samme på baggrund af alle miljøvurderinger, så har fokus for vurderingerne været vidt forskellige. Dette skyldes, at der i miljøvurderingsmetoderne er forskellige miljøpåvirkningskategorier, der medtages.

Forskellene på miljøvurderingsmetoderne indebærer, at der er en række forhold, hvor metoderne peger i hver sin retning. Det drejer sig særligt om klima og ressourceforbrug, som i livscyklusvurderingen forværres, når genindvinding af papir øges, mens det i input-output vurderingen og de strategiske miljøvurderinger forbedres. På baggrund af de opnåede erfaringer med miljøvurderingsmetoderne konkluderes det, at livscyklusvurderingen er den bedst egnede til vurdering af affaldshierarkiets miljømæssige hensigtsmæssighed. Dette skyldes, at til trods for at livscyklusvurderingens konklusioner kan diskuteres, så tager denne metode højde for en lang række af de ulemper der er forbundet med strategisk miljøvurdering og input-output vurdering. De væsentligste identificerede svagheder ved strategisk miljøvurdering og input-output vurderingen er, at der ikke er nogle klare væsentlighedskriterier. Det er med andre ord i højere grad tilfældigt hvad, der bliver udpeget til at være *det* udslagsgivende. Desuden vurderes input-output vurderingen at have en fordel frem for strategisk miljøvurdering, idet der skabes et godt overblik over de forskellige miljøpåvirkninger. En af livscyklusvurderingens største svagheder er, at toksiciteterne i opgørelserne af miljøeffekter kan fremstå større end de reelt er, da der er ganget store vurderingsfaktorer på toksiciteterne for en række stoffer, hvoraf effekten ikke er kendt. Både livscyklusvurderingen og input-output vurderingen er meget tids- og ressourcekrævende at udarbejde, hvorimod en strategisk miljøvurdering på baggrund af relativ få data kan komme med nogle brugbare konklusioner. Samlet vurderes livscyklusvurderingen at være det stærkeste værktøj, specielt fordi der i metoden ligger nogle klart definerede væsentlighedskriterier.

Konklusioner om renere teknologi: Det er indledningsvist fravalgt at medtage renere teknologi i undersøgelsen. Der er imidlertid undervejs i undersøgelsesforløbet identificeret nogle oplagte indsatsområder, som drages frem som eksempler på, hvor renere teknologi kan implementeres. Når de potentielle reduktioner ved renere teknologi sammenlignes med resultaterne fra genanvendelse, fremgår det, at der ved de foreslåede tiltag er mulighed for større reduktioner i miljøpåvirkninger end ved genanvendelse. Da det kun er få udvalgte eksempler der er regnet på, vurderes det, at de samlede reduktionspotentialer ved renere teknologi er væsentlige større end de opgjorte. Derfor bør renere teknologi prioriteres over genanvendelse.

Således konkluderes det, at prioriteringen af renere teknologi i affaldshierarkiet er miljømæssig hensigtsmæssig.

Konklusioner om affaldshierarkiet: Som nævnt er den generelle konklusion, at affaldshierarkiet er et hensigtsmæssigt princip. Konklusionen er entydig når genanvendelse sammenlignes med forbrænding, men når forbrænding sammenlignes med deponering er der forskellige konklusioner for de enkelte affaldsfraktioner.

Både de strategiske miljøvurderinger og input-output vurderingen konkluderer entydigt, at genanvendelse er bedst. I livscyklusvurderingen er genanvendelse ligeledes det der falder bedst ud for alle tre fraktioner. Dog er der et enkelt sted, hvor der stilles spørgsmålstejn ved om øget genanvendelse kan betale sig. Det drejer sig om øget genindvinding af papir. Her konkluderes det, at der trods et reduceret energiforbrug sker en forøgelse i bidraget til drivhuseffekt. Forskellen skyldes det CO₂-tunge danske kulbaserede energisystem, som gør, at forbrænding af papiraffald falder godt ud, fordi der herved fortrænges el. Derfor er konklusionen ikke, at genindvinding ikke kan betale sig, men at der derimod skal rettes en indsats mod det danske energisystem!

For papir er forbrænding bedst, mens det for glas er bedre at deponere forstået på den måde, at det kan betale sig at udsortere glasaffald fra den blandede brændbare fraktion. For imprægneret træ er konklusionen ikke entydig, men det tyder på at der er flere miljømæssige fordele ved forbrænding end ved deponering.

Perspektiver ved de mulige miljøbesparelser: Da der i livscyklusvurderingen er mulighed for at lægge alle vægtede miljøeffekter sammen til én miljøscore, er de samlede reduktionsmuligheder ved brug af affaldshierarkiet perspektiveret. Dette gøres ved at sammenligne de samlede miljøpåvirkninger ved samtlige scenarier for de tre fraktioner. Herved er det muligt at afgøre hvilket scenarium der samlet giver den største miljøgevinst.

Ses der på hvad der kan nås indenfor affaldsbehandlingssystemet fremgår det, at de største besparelser kan opnås ved genanvendelse af imprægneret træ. Årsagen hertil er, at der udledes store mængder giftige stoffer fra imprægneret træ, især arsen, der medvirker til toksicitet. Da der sættes spørgsmålstejn ved livscyklusvurderingens opgørelse af toksiciteter, som beskrevet i forbindelse med konklusioner om miljøvurderingsmetoderne, er det tvivlsomt hvorvidt besparelserne i toksicitet fra tungmetaller kan sammenlignes med øvrige miljøpåvirkninger. Derfor skal besparelserne ved imprægneret træ tages med forbehold. Ses der bort fra toksiciteterne fremgår det, at der er store potentielle miljøbesparelser ved øget genindvinding af glas, mens det er mere begrænset for papir.



English summary

Summary

Background and aim

Throughout the two recent decades waste hierarchy has been essential for waste management in Denmark as in a lot of other countries. Waste hierarchy fixes an order of priority between different waste disposal methods in the following order, prevention, recycling, incineration, and at last landfill. This principle is commonly accepted and is generally not questioned.

Not much research has been made into waste hierarchy. This report focuses on the environmental savings possible to achieve by the various disposal methods, and hereby investigates the environmental appropriateness of waste hierarchy. The research is based on a comparison between recycling, incineration, and landfill. The top level of waste hierarchy does not occur in the research because it is regarded as difficult to make any realistic suggestions on prevention and cleaner technology without detailed retail knowledge of the production processes, which are part of the life cycle of a product.

In a preliminary research, into which kinds of environmental assessment methods can be employed for conducting an environmental assessment of waste hierarchy, considerable advantages and disadvantages of six researched assessments have been identified. For that same reason we wish to assess perspectives as well as strengths and weaknesses by employing different environmental assessment methods. Waste hierarchy is thus assessed both in the use of strategic environmental assessment, input-output assessment, and life cycle assessment. As a cause of the limit in time to carry out this research, it will not be suitable to assess all waste sections. Consequently the research is limited to constitute three waste sections in Denmark. The chosen sections are, paper, glass, and treated wood. Among other things this choice has been made because the sections describe the main categories, organic waste, inertial waste, and dangerous waste. Hereby the conclusions of the report regarding waste hierarchy can reasonably claim to be generally acceptable.

Research method

The research into waste hierarchy begins with different scenarios for each section being compared to the current situation. The scenarios illustrate the consequences for an increased effort in regard to recycling, incineration, and landfill. To be able to be consistent about the different environmental assessments it has been chosen to produce them on a shared data basis. This basis is based on a mass flow analysis of each of the sections, paper, glass, and treated wood, supplied with a survey of factors affecting environment.

Conclusions

The general conclusions in all environmental assessments for all three sections are that waste hierarchy *is* an environmental appropriate principle.

Differences in environmental assessment methods: In spite of all the environmental assessments reaching the same conclusions, focus of the assessments has varied very much. This is due to the different categories of environmental impacts being included in the environmental assessment methods.

The differences in the environmental assessment methods mean that in some references the methods point out in each their direction. This is especially the case in the matter of climate and use of resources, where conditions deteriorate in the life cycle assessment when recycling of paper increases, while they improve in the input-output assessment and the strategic environmental assessments. Based on the achieved experiences with regard to the environmental assessment methods the conclusion is, that life cycle assessments are the best qualified methods to assess the environmental appropriateness of waste hierarchy. This is due to the fact that the method takes into consideration many of the disadvantages connected to strategic environmental assessment and input-output assessment, even though the conclusions of the life cycle assessment can be discussed. The most obvious identified weaknesses, concerning strategic environment assessment and input-output assessment, are that there are no evident criteria of importance. In other words, what is pointed out as *the* crucial factor is more or less coincidental. Furthermore the input-output assessment is estimated as advantageous in preference to strategic environmental assessment as it creates a sensible view of the different environmental effects. One of the great weaknesses of the life cycle assessment is that the toxicity in the evaluations of environmental effects may come out larger than it really is, as large assessment factors for various materials where the effect is unknown, have been multiplied and hereby enlarges the toxicity. The making of the life cycle assessment as well as the input-output assessment is very demanding with regards to time and resource, where as a strategic environmental assessment can come up with some very useful conclusions based on relatively few data. All together, the life cycle assessment is estimated as the best tool of them all, especially because the method implies some very obvious defined criteria of importance.

Conclusions on cleaner technology: Preliminary it has been rejected to include cleaner technology in the research. However, during the research, obvious focus areas have been identified, which are used as examples of how cleaner technology can be implemented. When the potential reductions of cleaner technology are compared to the results of recycling, it is clear that the suggested actions make greater reductions of environmental impacts possible than recycling does. As only a few chosen examples have been calculated, it is estimated that the final reduction potential by cleaner technology is quite larger than the calculated ones. Therefore cleaner

technology must come before recycling. Thus, it is concluded that favouring cleaner technology in waste hierarchy is environmentally appropriate.

Conclusions on the waste hierarchy: As mentioned, the general conclusion is that waste hierarchy is an appropriate principle. The conclusion is unambiguous when recycling is compared to incineration, but when incineration is compared to landfill, each of the waste sections has its own conclusion.

Both the strategic environmental assessments and the input-output assessments unambiguously conclude that recycling gives the best results. In the life cycle assessment recycling also gives the best results to all three sections. Though, in one single area it is questionable if increased recycling is beneficial. This concerns increased recycling of paper. It is here concluded that in spite of a reduced use of resources, the contribution to the green house effect increases. The difference is due to the Danish energy system, which is based on carbon and is CO₂-intensive. This makes incineration of paper waste beneficial because electricity is supplanted. Therefore the conclusion is not that recycling does not pay off, but that an effort should be made in regard to the Danish energy system.

Concerning paper, incineration is the best solution while glass is best suited with landfill because it pays off to sort out glass waste from the mixed inflammable section. To treated wood the conclusion is not ambiguous but there seems to be more environmental advantages by incineration than by landfill.

Perspectives for the possible environmental savings: As the life cycle assessment makes it possible to put all important environmental effects in one score, the joint possibilities for reduction, when using the waste hierarchy, are put into perspective. This is achieved by comparing the total environmental impact in every scenario for the three sections. Hereby it is possible to determine which scenario gives the largest environmental gain.

If we look upon what can be achieved inside the limits of the waste disposal system it shows that the largest savings can be made by recycling treated wood, especially arsenic which contributes to toxicity. As described in connection with the conclusions on the environmental assessment methods, the estimation of toxicity of the life cycle assessment is questioned, and therefore it is doubtful if the savings in toxicity from heavy metals can be compared to further environmental impacts. Therefore the savings by using treated wood must be taken with some precaution. If toxicity is ruled out, it appears that great potential environmental savings are gained by an increased recycling of glass, while in regard to paper the savings are less.

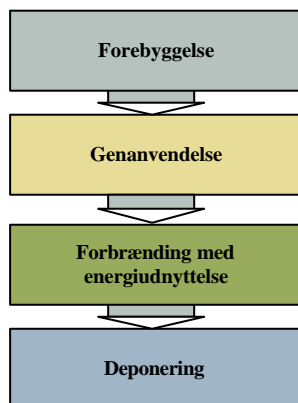


Indledning

1 Indledning

Affaldsmængderne i den vestlige del af verden er accelereret voldsomt i det sidste århundrede. Samtidig har affaldet ændret karakter og bliver stadig sværere at håndtere på en miljømæssigt forsvarlig måde. Plasticemballager, elektronisk udstyr og medicinrester er blot et udpluk af de nye fraktioner, der er stadigt voksende. Som følge af det nye affald og de stadigt stigende affaldsmængder er der gennem de sidste årtier sat stor fokus på affaldsbehandling og de miljøproblemer, der opstår som følge af affaldet. Alle har en holdning til affald. Ingen vil bo i nærheden af lossepladser, og helst vil vi slet ikke konfronteres med vores affald, når først det er udenfor husstanden. Befolkningen lægger pres på myndighederne for at få affaldet behandlet miljømæssigt forsvarligt og vil generelt gerne bidrage til dette ved eksempelvis at sortere affaldet, inden det overlades til myndighederne.

Opfattelsen af, hvad der er miljømæssigt forsvarligt, afspejles i affaldshierarkiet, der er et princip, der de sidste 10-20 år har været centralt i affaldspolitikken og -forvaltningen. Affaldshierarkiet er et enkelt og letforståeligt princip. Når der planlægges indenfor affaldsområdet, skal forebyggelse i form af renere teknologi prioriteres over genanvendelse, der skal prioriteres over forbrænding med energiudnyttelse, som igen skal prioriteres over deponering. Affaldshierarkiets opbygning fremgår af figur 1.a. Det er affaldshierarkiet som princip, der er udgangspunktet for undersøgelserne i denne rapport.



Figur 1.a Affaldshierarkiet som det er defineret i den danske miljøpolitik i Natur- og miljøpolitisk redegørelse 1999 [Miljø- og Energiministeriet, 1999b, s. 417].

1.1 Rapportens formål

Affaldshierarkiet er ikke et princip, der er kommet på én gang. Det er derimod opstået og gradvist udviklet i takt med tendenserne i samfundet. Dette har medført, at der kun sjældent er stillet spørgsmålstejn ved affaldshierarkiets hensigtsmæssighed. Udgangspunktet for denne rapport er derfor et ønske om at belyse affaldshierarkiets miljømæssige hensigtsmæssighed. Som grundlag for undersøgelserne tager rapporten udgangspunkt i et spørgsmål om, hvordan princippet er opstået, hvordan det har udviklet sig i den danske miljøpolitik, samt hvorledes det er udmøntet i den aktuelle affaldshåndtering. Dette belyses i rapportens første del.

Der findes mange forskellige måder, hvorpå miljømæssige forhold kan vurderes. Det, at der findes forskellige miljøvurderingsmetoder, rejser spørgsmålet om, hvilke metoder der kan anvendes til at vurdere, om affaldshierarkiet er hensigtsmæssigt. Herudover er det interessant at belyse, om der er forskel på resultatet alt efter hvilken miljøvurderingsmetode, der anvendes. Da der sjældent er sat spørgsmålstejn ved affaldshierarkiet, sættes der i rapportens anden del fokus på den begrænsede kritik, der har været og på mulige miljøvurderingsmetoder til vurdering af affaldshierarkiet som et overordnet princip i affaldsforvaltningen. På baggrund heraf vælges det at anvende tre forskellige miljøvurderingsmetoder. Disse er strategisk miljøvurdering, input-output vurdering og livscyklusvurdering, som alle baseres på en massestrømsanalyse. Således bliver denne rapport et eksempel på, hvordan det er muligt at miljøvurdere overordnede principper som eksempelvis forsigtighedsprincippet, frihandel og naturligvis affaldshierarkiet.

I rapportens tredje del beskrives den danske affaldsforvaltning og den danske affaldshåndtering. Da det ikke er muligt at undersøge alle affaldsfraktioner indenfor tidsrammen af denne rapport, identificeres der på baggrund af beskrivelsen tre affaldsfraktioner, der er repræsentative for størstedelen af affaldet.

Rapportens hovedformål er at vurdere, om affaldshierarkiet er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip. Herudover ønskes det at belyse forskellige miljøvurderingsmetoders anvendelighed til miljøvurdering af det overordnede princip: Affaldshierarkiet. På denne baggrund opstilles rapportens initierende problem, der er vist i boksen nedenfor.

Initierende problem:

Er affaldshierarkiet et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip, og hvordan vurderes dette?

I rapportens tre første dele sættes affaldshierarkiet i kontekst, og det beskrives, hvordan det initierende problem undersøges. På baggrund af de tre første dele forklares det i problemformuleringen, hvorledes vi vil besvare det initierende problem

1.2 Rapportstruktur og læsevejledning

Det er valgt at strukturere rapporten i otte dele. Disse fremgår af figur 1.b. I rapportens første del beskrives *affaldshierarkiets historie* i et institutionelt perspektiv. Herefter beskrives *miljøvurderingsmetoder*, og efterfølgende præsenteres dansk affaldspolitik og den danske affaldshåndtering i *Danmarks affaldssystem*. Disse tre dele udgør tilsammen rapportens problemanalyse, der opfølges af den endelige *problemformulering*, hvor der samles op på problemanalysen, og undersøgelsesområdet for rapportens løsningsdel beskrives. Rapportens løsningsdel omfatter

udarbejdelsen af et *grundlag for miljøvurdering*. Herefter præsenteres fire *miljøvurderinger af affaldshierarkiet*. Rapportens endelige *fortolkning og konklusioner* præsenteres i rapportens syvende og sidste del.

Rapportens opbygning og indhold		
Del	Kapitel	Indhold
1 Affaldshierarkiets historie	2 Forbrug og affald i et socialhistorisk perspektiv 3 Affaldshierarkiet i miljøforvaltningen 4 Affaldshierarkiets institutionalisering	Det undersøges i et institutionelt perspektiv, hvorledes affaldshierarkiet er integreret i den danske miljøforvaltning.
2 Miljøvurderingsmetoder	5 Kritik af affaldshierarkiet 6 Metode til miljøvurdering	Der sættes fokus på eksisterende kritik af affaldshierarkiet og relevante miljøvurderingsmetoder. Desuden udvælges tre metoder til rapportens analyser.
3 Danmarks affaldssystem	7 Affaldspolitik og -forvaltning 8 Affald og affaldshåndtering 9 Valg af affaldsfraktioner	Affaldsforvaltning og -håndtering beskrives. På denne baggrund vælges tre fraktioner, der benyttes som cases i de videre analyser.
4 Problemformulering	10 Problemformulering	Uddybning af det initierende problem og beskrivelse af den undersøgelse, der videre foretages.
5 Grundlag for miljøvurdering	11 Målsætning og systemgrænse 12 Papir 13 Glas 14 Imprægneret træ	Præsentation af massestrømsanalyserne der anvendes som grundlag for miljøvurderingerne af de tre fraktioner.
6 Miljøvurdering af affaldshierarkiet	15 Strategisk miljøvurdering 1 16 Strategisk miljøvurdering 2 17 Input-output vurdering 18 Livscyklusvurdering	Udførelse af fire miljøvurderinger af affaldshierarkiet.
7 Fortolkning og konklusioner	19 Miljøvurderingsmetoder 20 Renere teknologi 21 Affaldshierarkiet 22 Perspektiver ved de mulige miljøbesparelser 23 Konklusion	På baggrund af miljøvurderingerne besvares rapportens problemstilling.

Der gøres opmærksom på, at hver del i rapporten er markeret med et skilleblad. På skillebladene findes en kort beskrivelse af delens indhold og struktur. For at få et overblik over denne rapports indhold og konklusioner henvises til følgende kapitler:

- 1 Indledning
- 10 Problemformulering

- 11 Målsætning og systemgrænse
- 19-23 Fortolkning og konklusioner

Desuden gøres opmærksom på at rapportens antagelser og grundlag for miljøvurderinger findes i kapitlerne 12-14.

Begrebsrammen for institutionel analyse, er beskrevet i appendiks A. Bilag til rapporten findes i en tilhørende bilagsrapport.



Affaldshierarkiets historie

Del 1

For at belyse hvorvidt affaldshierarkiet er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip, er det nødvendigt at forstå begrebet og sætte det i en kontekst. I denne første del af rapporten belyses affaldshierarkiets baggrund. Affaldshierarkiet betragtes i et institutionelt perspektiv, hvor der fokuseres på de påvirkninger, der har medvirket til, at affaldshierarkiet er konstrueret, spredt og oversat i den danske miljøpolitik. Begrebsrammen for institutionel analyse er beskrevet i appendiks A.

Beskrivelsen af affaldshierarkiet tager udgangspunkt i de kognitive, normative og regulative påvirkninger. Den kognitive påvirkning belyses i kapitel 2 ved en beskrivelse af forbrug og affald set i et socialhistorisk perspektiv. Således klarlægges udviklingen i forbrugsvaner og affald, som har ført til holdningerne og rationalet bag affaldshierarkiet. Den regulative påvirkning belyses i en gennemgang af affaldshierarkiet og dets forløbere i love, bekendtgørelser og planer i den danske miljøforvaltning. Dette præsenteres i kapitel 3. Den normative påvirkning inddrages i både kapitel 2 og 3. De normative påvirkninger er primært belyst via interviews af forskellige aktører på affaldsområdet. Det drejer sig om: Lone Lykke Nielsen fra Miljøstyrelsens Husholdningsaffaldskontor, Nete Jakobsen, direktør for foreningen af fælleskommunale affaldsselskaber i Danmark, samt Birgit Holmboe, leder af Videnscenter for Affald. I det sidste kapitel i denne del samles der op på affaldshierarkiets institutionalisering i den danske miljøpolitik.

2 Forbrug og affald i et socialhistorisk perspektiv

I denne første del af rapporten gennemgås affaldshierarkiets historie i et institutionelt perspektiv. Som introduktion til affaldshierarkiets opståen og udvikling i den danske miljøpolitik gives et tilbageblik på udviklingen i forbrugsmønstre og opfattelsen af affald i perioden 1920 til 1980.

Der tages i dette kapitel udgangspunkt i en beskrivelse af tendenser i udviklingen af rationaler og tankegangen bag affaldshierarkiet. Der er fokus på den kulturelt kognitive base til affaldshierarkiet. I appendiks A er begrebsrammen for institutionel analyse beskrevet.

2.1 Masseforbrugskulturens opståen

I løbet af tyverne og trediverne opstod der en masseforbrugskultur i Nordamerika og Vesteuropa. Nye teknologier som elektricitet, gas og vandsystemer ændrede befolkningsflertallets forhold til den materielle verden. Produkter begyndte at blive masseproduceret, og industrien kunne således producere mange flere enheder til en væsentlig lavere pris. Dette betød, at færdigpakkede varer og elektriske apparater, der tidligere havde været forbeholdt de velhavende familier, nu også kunne findes i arbejderhjem. [Strasser et al., 1998, s. 263-279]

Man sagde i denne periode farvel til arbejdet med at tænde op i ildstedet eller kakkelovnen og til at skulle slæbe træ, kul og vand. Samtidig holdt man op med at sortere affald, for at finde brændbart materiale til at opvarme hjemmet. I forlængelse af de teknologiske fremskridt og den nye forbrugskultur opstod en modebølge, hvor eksempelvis bilindustrien og radioindustrien begyndte at eksperimentere med varierede designs af deres produkter. Dette var medvirkende til, at folk ville have *dette års model*, og dermed begyndte man at betragte produkter som udtjente på et langt tidligere stadie end tidligere, idet der blev indbygget en forældelse i produkterne. Ideen bredte sig til andre industrier, og i slutningen af trediverne var markedet domineret af produkter skabt til kortvarig brug for derefter at blive kasseret. [Strasser et al., 1998, s. 263-279]

Som følge af de nye forbrugsvaner blev der i Nordamerika og Vesteuropa genereret væsentligt mere affald end tidligere, og der begyndte at opstå pladmangel på de eksisterende lossepladser. Hvor problemer omkring affald tidligere handlede om manglende hygiejne, var det i slutningen af trediverne primært det kapacitetsmæssige og æstetiske, der blev betragtet som et problem. På dette tidspunkt blev affald i Danmark primært behandlet ved, at det blev henlagt og tildækket med jord på lossepladser uden tilsyn. Disse lossepladser blev placeret på arealer udpeget af kommunerne. På grund af kapacitetsproblemerne begyndte teknikere og politikere i kommunerne at overveje muligheden for at etablere forbrændingsanlæg. Disse overvejelser blev dog sat i bero i forbindelse med starten af Anden Verdenskrig. [Hilden, 1973, s. 108]

I tiden fra begyndelsen af 1900-tallet og frem til Anden Verdenskrig var der således kun én fremherskende form for affaldsbortskaffelse, nemlig deponi. Det var i denne periode, at de danske kommuner for første gang begyndte at stille spørgsmålstejn ved denne form for affaldsbortskaffelse. Således begyndte danskerne i det små at oparbejde en irritation over affaldet og problemerne i tilknytning til deponi, og en kognitiv forståelse af deponering som noget negativt blev manifesteret. Det vil sige, at deponering herved kognitivt blev henvist til sin kommende placering nederst i affaldshierarkiet.

2.2 Efterkrigstidens sparsommelighed

I fyrreerne og halvtredserne under og lige efter Anden Verdenskrig skete en kort opblussen af sparsommelighed og genanvendelseskultur. Det viste sig dog, at krigen ikke ændrede den grundlæggende opfattelse, der allerede havde rodfæstet sig i folks mentalitet i årtierne inden krigen: Forbrug og overflod af nye varer blev set som udtryk for et attraktivt fremskridt. [Strasser et al., 1998, s. 267]

I slutningen af fyrreerne begyndte befolkningen i de industrialiserede lande for første gang at stille spørgsmålstejn ved de anvendte affaldsbehandlingsformer. I USA anvendte befolkningen i udbredt grad affaldskværne i husholdningerne, og ved hjælp af disse sendtes stadig større mængder af organisk affald ud i kloaksystemerne. Dette startede en omfattende debat i aviser og blade om muligheden for, at de anvendte affaldsbehandlingsformer udgjorde en trussel mod befolkningens helbred. Debatten mundede ud i, at affaldskværnene blev forbudt i mange amerikanske byer. [Strasser et al., 1998, s. 269]

I Danmark stod udviklingen på affaldsområdet næsten stille i denne periode. Først ved udgangen af halvtredserne blev der sat fokus på forureningsproblemer i forbindelse med bortskaffelse af affald. Forureningsproblemerne var især knyttet til udledning af affald med spildevand til recipienter [Hilden, 1973, s. 139]. Der blev oprettet en aftale mellem Danmark og Sverige vedrørende rensning af spildevand, som blev udledt til Østersøen, og der blev fra dansk side samtidig afsat store midler til oprensninger af vandløb og søer efter udledning af spildevand. I denne periode blev der således udover det kapacitetsmæssige og æstetiske også sat fokus på forureningsproblemer [Hilden, 1973, s. 139]. På denne måde forstærkedes ligeledes den kognitive manifestering i retning af affaldshierarkiet, idet udledning af affald til naturen blev betragtet som årsagen til problemerne i folks bevidsthed.

2.3 Den økologiske samvittighed

Sidst i tresserne og starten af halvfjerdsere opstod en øget bevidsthed omkring forureningsproblemer i Nordamerika og Vesteuropa. Den nye opmærksomhed opstod som følge af, at problemerne, som blev opdaget i halvtredserne, blev mere synlige. Befolkning og myndigheder

begyndte blandt andet at fokusere på forurening af vandløb, søer og havmiljø. I den forbindelse blev der atter rettet fokus mod de stigende affaldsmængder og sammensætningen af disse. Hvor det tidligere var kapaciteten af behandlingsstationer for affald, der blev anset for at være problemet, blev der nu fokuseret på forureningspotentialerne ved affaldsbehandlingen. [Strasser et al., 1998, s. 279]

I begyndelsen af tresserne fik ideen om etablering af affaldsforbrændingsanlæg en renæssance i Danmark, og de første forbrændingsanlæg dukkede op [Hilden, 1973, s. 139-142]. Den primære årsag til dette var de mange og forskelligartede problemer i tilknytning til deponering af affald. De danske kommuner, der havde ansvaret for affaldshåndteringen, forventede at kunne løse problemerne ved etablering af forbrændingsanlæg. Således forventede man, at der både kunne opnås en mindre eller ingen forurening, ligesom kapacitetsproblemerne på de danske lossepladser ville blive løst, og man kunne samtidigt finansiere afbrændingen af affaldet ved varme- og elproduktion. Desuden var der opstået problemer, idet man ikke kunne bortskaffe nye typer af farligt affald som eksempelvis spildolie og opløsningsmidler på en forsvarlig måde. Disse problemer forventedes ligeledes at kunne løses ved forbrænding [Hilden, 1973, s. 139-142]. Således blev forbrænding en behandlingsmulighed, der klart var prioriteret højere end deponi. Forbrænding blev groft sagt betragtet som godt og deponi som skidt. Således opstod der for første gang en prioritering, som også ses i affaldshierarkiet. Dette var kognitivt manifesteret i folks bevidsthed gennem befolkningens fælles forståelse af, at deponi var problematisk, mens forbrænding blev betragtet som mere eller mindre problemløst. At forbrænding var bedre end deponering, blev også manifesteret normativt ved, at man ved forbrænding af affald kunne skabe varme og el og dermed opnå både forureningsbesparelse og økonomisk gevinst. Der var altså skabt et legitimt argument for at prioritere forbrænding over deponering.

Det viste sig dog, at forbrændingsanlæggene ikke løste problemerne i det omfang, man havde forventet. Man opdagede, at forureningsproblemerne ikke forsvandt men blot ændrede karakter. Der opstod endvidere problemer med at bortskaffe slagger, der indeholdt store mængder af tungmetaller, og der blev også dannet forurenende spildevand som følge af vandforbruget til køle- og renseprocesser i forbrændingsanlægget. [Hilden, 1973, s. 142]

I forlængelse af opmærksomheden på forureningsproblemerne fra affaldsbehandlingen opstod der i slutningen af halvfjerdserne en fornyet interesse for kompostering og genanvendelse [Strasser et al., 1998, s. 279]. Der opstod en ny måde at betragte affald på. Affald blev nu betragtet som ressourcer og blev derved tillagt en positiv værdi. Affaldssortering med henblik på genanvendelse blev en moralsk aktivitet. Sortering af affald blev således et symbol på miljømæssig bevidsthed [Strasser et al., 1998, s. 279]. Det var i denne periode, at affaldshierarkiets tre nederste niveauer for første gang blev en del af befolkningens bevidsthed, kognitivt og normativt. Det kognitive bestod i, at prioriteringsrækkefølgen blev betragtet som noget selvføl-

geligt, mens det normative bestod i, at affaldet blev tillagt en positiv værdi, idet folk ikke ønskede at straffe hverken sig selv eller deres omgivelser ved ikke at prioritere miljøet gennem kildesortering og genanvendelse i størst muligt omfang. Normativt kom affaldshierarkiet til udtryk gennem eksempelvis genanvendelsessymbolet, der blev brugt som en påmindelse til folk om, at genanvendelse er positivt.



Figur 2.a Symbol på genanvendelse som enten fortæller, at en del af varen er lavet af genbrugsmateriale, eller at emballagen kan genanvendes. [Grøn information, 2002]

Således blev genanvendelse prioriteret frem for forbrænding, som blev prioriteret over deponi. Dette var en prioritering, der var manifesteret i folks bevidsthed som en måde at tage hensyn til miljøet på. Dog havde affaldshierarkiet endnu ikke fået sit navn. Affaldshierarkiet eksisterede udelukkende i en bevidsthed om, hvad der miljømæssigt var bedst. I slutningen af halvfjerdserne blev institutionen affaldshierarkiet yderligere styrket. Basen, som tidligere var kognitivt og normativt manifesteret, blev nu suppleret med en regulativ dimension. Dette beskrives i det følgende kapitel.

3 Affaldshierarkiet i miljøforvaltningen

I slutningen af halvfjerdsere og op igennem firserne blev der i den danske miljøpolitik sat fokus på genanvendelse og renere teknologi. Deponi og forbrænding nedprioriteredes, og i denne periode indførtes de første regulativer som følge af tendenserne i samfundet. I begyndelsen af halvfemserne blev der for første gang sat titel på affaldshierarkiet. I dette kapitel beskrives affaldshierarkiets indtræden og opståen i redegørelser og handlingsplaner i den danske miljøpolitik og således den regulative manifestering af institutionen.

3.1 Genanvendelse og renere teknologi i fokus

I 1979 blev den første lov om genanvendelse med *Lov om genanvendelse af papir og drikkevareemballager samt begrænsning af affald* vedtaget i Danmark. Baggrunden var en øget bevidsthed om *brug og smid væk mentalitet*, som også er beskrevet i kapitel 2. Loven var indlertid begrænset til kun at omfatte affaldsfraktionerne papir og glas. Denne begrænsning skyldtes, at der her var en eksisterende genanvendelse, som var godt undersøgt, og at der var nye initiativer under forberedelse. Formålet med at lave en genanvendelseslov var at styrke de initiativer, Miljøstyrelsen allerede havde beskæftiget sig med, samt at sikre grundlaget for en bredere indsats. [Miljøstyrelsen, 1983, s. 12]

Genanvendelsesloven fra 1979 blev revideret i 1984, og op til denne revision anbefalede Miljøstyrelsen i deres redegørelse om genanvendelse og renere teknologi, at forebyggelse skulle opprioriteres, idet loven skulle være ”... *et forebyggende element med henblik på at mindske ressourceforbruget og forureningen, herunder reducere affaldsproduktionen og affaldets miljøbelastning*” [Miljøstyrelsen, 1983, s. 38]. Denne opprioritering begrundedes med de øgede affaldsmængder, der i stigende omfang havde skadelige effekter på miljøet. Udover at forebyggelse skulle opprioriteres, blev der peget på en øget indsats indenfor genanvendelse. Som noget nyt skulle loven nu omfatte alle materiale- og produkttyper således, at det ikke længere kun var papir- og glas, som var omfattet af lovgivningen. [Miljøstyrelsen, 1983, s. 42].

Det havde indtil medio 1982 kun været muligt at få støtte til øget genanvendelse af papir og glas. I 1982 blev dette udvidet til at omfatte genanvendelse mere bredt med etablering af en tilskudsordning for genanvendelsesprojekter. Med den reviderede lov i 1984 blev støtteordningen skrevet ind i loven [Miljøstyrelsen, 1983, s. 20-22; Lovbekendtgørelse nr. 532, 1984, §10].

Opprioriteringen af genanvendelse var en del af den mere brede indførelse af renere teknologi, som lovgivningsmæssigt startede med revisionen af Miljøstøtteleven i 1980, hvor der blev åbnet op for støtte til projekter, der havde til formål at reducere *nettoforureningen* pr. produceret og

forbrugt enhed [Christensen, 1987, s. 170-172]. Tidligere havde det kun været muligt at få støtte til forureningsbegrænsende projekter og rensningsanlæg [Lov nr. 606, 1980].

Med revisionen af genanvendelsesloven i 1984 var både genanvendelse og renere teknologi kommet i fokus, men der findes på dette tidspunkt endnu ingen formuleringer, hvor renere teknologi prioriteres højere end genanvendelse som i affaldshierarkiet.

Miljøstyrelsens første antydning af affaldshierarkiet kan spores i Miljøstyrelsens Handlingsplan fra 1985, hvor affaldshierarkiet indirekte indikeres i rækkefølgen af punkter i strategien for løsning af affaldsproblemer:

- ” • *Begrænsning af affaldsmængden ved renere produktionsteknologi, genanvendelse, foranstaltninger vedrørende emballage med videre*
- *Sikring af en miljømæssigt forsvarlig energiudnyttelse af affald*
- *Sikring af en miljømæssigt forsvarlig destruktion eller deponering af affald*
- *Begrænsning af forurening fra eksisterende og nedlagte affaldsdepoter”*

[Miljøstyrelsen, 1985, s. 41]

Affaldshierarkiet nævnes ikke ved navn, men det fremgår at: ”*I de kommende år forventes, at omkostningerne ved miljømæssig forsvarlig deponering og forbrænding vil være stigende samtidig med, at placeringen af nye lossepladser og forbrændingsanlæg vil støde på modstand i lokalbefolkningen. Hertil kommer, at ressourcehensyn, herunder hensynet til energiudnyttelsen, vil tilskynde at vælge alternativer til deponering af affald.*” [Miljøstyrelsen, 1985, s. 41]. Af ovenstående fremgår det, at forbrænding og deponering er prioriteret lavere end genanvendelse og forebyggelse samtidig med, at energiudnyttelse, herunder forbrænding, foretrækkes frem for deponering. Dog findes der stadig ingen prioritering mellem forebyggelse og genanvendelse.

På baggrund af en forventning om at støtteordningerne til renere teknologi samlet set havde en mere beskeden effekt end ønsket, iværksatte Miljøstyrelsen i 1986 et udviklingsprogram for renere teknologi, som er beskrevet i *Udviklingsprogram for renere teknologi (1986 – 1989)*. I denne publikation beskrives renere teknologi som: ”... *alle foranstaltninger, som gennem ændringer i selve produktionsprocessen, eller ændringer i valg af råvarer og halvfabrikata, eller gennem ændring i produktudformningen, eller en kombination af disse bidrager til, at miljøbelastningen af en given produktion mindskes.*” [Miljøstyrelsen, 1987, s. 8]. Genanvendelse beskrives i denne sammenhæng som en delmængde af begrebet renere teknologi. Renere teknologi omfatter således ændringer i selve produktionsprocessen, ændringer i valg af råvarer og halvfabrikata og ændringer i produktudformningen, mens genanvendelse kun omfatter oparbejdning af rest- og spildprodukter til returmaterialer. Traditionelle forureningsbegrænsende foranstaltninger, som eksempelvis rensningsløsninger, er ikke omfattet af begrebet [Miljøstyrelsen, 1987, s. 9]. Det forhold, at genanvendelse og renere teknologi nu har en fællesmængde, kan have været medvirkende til, at man på dette tidspunkt ikke prioriterede mellem de to strategier.

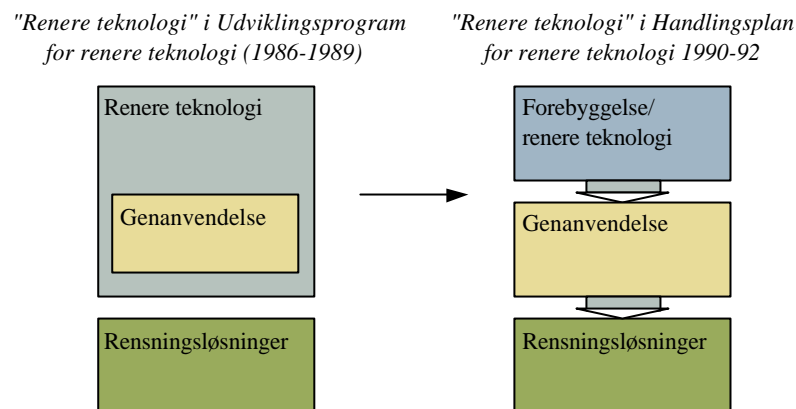
Samtidig med at der blev sat øget fokus på renere teknologi, opstod der øget modstand mod forbrænding og et ønske om mere genanvendelse. De stigende affaldsmængder, mangel på lossepladser og forurening fra forbrændingsanlæg medførte et pres på myndighederne fra befolkningen om at finde gode løsninger på affaldsproblemerne. "... på baggrund af dioxindebatten blev man bange for at forbrænde det (affaldet). På den måde blev der lagt et pres på myndigheder og befolkningen selv i retning af at prøve at genanvende noget mere. Det var både kapacitetsproblemer med hensyn til lossepladser, men også befolkningen, der blev urolige over forureningen fra forbrændingsanlæggene og lagde pres på myndighederne." [Nielsen, 2002].

Affaldsproblemerne og presset fra befolkningen var baggrunden for, at man i 1987 fastlagde en prioritering af indsatsen på affaldsområdet i *Genanvendelsesplan 1987-89*, hvor man ønskede genanvendelse øget og deponering reduceret [Miljøministeriet, 1992a, s. 1]. Der blev dog ikke i denne handlingsplan præsenteret en strategi for, hvordan det skulle gennemføres. En sådan strategi blev først beskrevet i *Handlingsplan for øget genanvendelse 1990-92*. I handlingsplanen fastsattes for første gang en overordnet målsætning om, at genanvendelsen, som i 1985 var på ca. 30%, skulle øges til 50% i løbet af 90'erne. Målet var at skabe lukkede kredsløb, så man i størst muligt omfang kunne minimere de stigende affaldsmængder. De mest omfattende langsigtede mål i handlingsplanen for 1990-92 var indenfor husholdningsaffald, hvor genanvendelsen skulle stige fra 9% i 1985 til 40-50% i 2000, og for bygge- og anlægsaffald, som skulle stige fra 10% til 40-50%. Desuden havde tiltag i forbindelse med erhvervsaffald høj prioritet i den pågældende handlingsplan. Hovedvægten af styringsmidler i handlingsplanen var *bløde styringsmidler* i form af information, motivation og tilskud [Miljøministeriet, 1989b, s. 2-5].

Handlingsplanen for øget genanvendelse blev lanceret i sammenhæng med *Handlingsplan for renere teknologi 1990-92*. Renere teknologi var i denne publikation baseret på, at råmaterialer til produktion og varer til forbrug før eller senere førtes tilbage til miljøet, og derfor udgjorde potentielle forureningskilder. Derfor udpegedes kredsløbsbetragtningen, ligesom i handlingsplanen for øget genanvendelse, som værende vigtig. Der blev desuden peget på, at drøftelserne om opfølgning på Brundtlandrapporten medførte et stigende ønske om at lægge vægten på forebyggelse i form af renere teknologi som grundlag for en bæredygtig udvikling [Miljøministeriet, 1990, s. 3]. Definitionen på renere teknologi indsnævredes i forhold til definitionen i handlingsprogrammet for renere teknologi fra 1986 til nu kun at omhandle forebyggelse. Hermed dækkede renere teknologi ikke længere over genanvendelse, som nu blev defineret som, når "... man gennem et yderligere ressource- og energiforbrug oparbejder kasserede produkter eller restprodukter til nye rå- eller færdigvarer" [Miljøministeriet, 1990, s. 4]. Adskillelsen af de to begreber *renere teknologi* og *genanvendelse* blev yderligere underbygget, idet der generelt skelnedes mellem tre begreber; forebyggelse, genanvendelse og rensningsløsninger, hvor rensningsløsninger også benævntes traditionel miljøteknologi. Rensningsløsninger betragtedes som

”næstbedste og midlertidige løsninger” mens ”Genanvendelse placerer sig mellem traditionel miljøteknologi og renere teknologi.” [Miljøministeriet, 1990, s. 4]. Hermed blev der indbygget en prioritering af forskellige strategier under renere teknologi begrebet. Denne ændring i diskursen indenfor renere teknologi er illustreret i figur 3.a.

Figur 3.a Renere teknologi begrebet har fra 1987 til 1990 ændret sig fra at være dækkende over genanvendelse til at skille sig ud fra og være prioriteret over genanvendelse.



Det fremgår, at der i perioden fra først i 1980'erne til 1990 blev taget de første skridt mod en egentlig formulering af affaldshierarkiet. Dog var affaldshierarkiet stadig ikke navngivet eller direkte nævnt i nogen handlingsplaner.

3.2 Affaldshierarkiet skrives ind i miljøpolitikken

I 1992 i Miljøministeriets *Handlingsplan for affald og genanvendelse 1993-97* blev affaldshierarkiet for første gang beskrevet, som det kendes i dag, det vil sige med alle trin og følgende prioritering: Renere teknologi, genanvendelse, forbrænding af affald og til sidst deponering. Hermed skete en væsentlig del af den regulative institutionalisering af affaldshierarkiet, idet de tidligere prioriteringer nu blev udvidet til at indeholde alle trin og den prioritering, som kendes i dag. Dog benævnes denne prioritering endnu ikke *affaldshierarkiet*. Den overordnede målsætning var ”... at reducere mængden af og miljøbelastningen fra alle typer affald. Givet at samfundets aktiviteter resulterer i affaldsproduktion, er det målet at udnytte ressourcerne i affaldet bedst muligt – i første række materialerne, dernæst energiindholdet.” [Miljøministeriet, 1992a, s. 14]. For at nå denne målsætning udpegedes og prioriteredes trinene i affaldshierarkiet. Indsatsen for at fremme forebyggelse via renere teknologi er beskrevet i en særskilt plan: *Handlingsplan for renere teknologi 1993-97*. Renere teknologi på affaldsområdet tog udgangspunkt i materialestrømsanalyser for særligt miljøskadelige stoffer, eksempelvis cadmium, bly og CFC. Genanvendelse blev nu defineret som en affaldsbehandlingsform ligesom forbrænding og deponering, hvor genanvendelse var den højest prioriterede [Miljøministeriet, 1992a, s. 15-16]. Dermed sigtede handlingsplanen for affald og genanvendelse mod lukning af materialekredsløb, hvilket medførte medfører besparelser af råstoffer og energi, og det forventedes, at de opnåede råvarebesparelser gav tilsvarende begrænsninger i forureningen fra fremstilling af råvarer. Det blev sat som et mål, at det brændbare affald, som ikke var planlagt genanvendt, skulle omdirig-

eres til forbrænding. Deponering var den lavest prioriterede affaldsbehandlingsform, og målet var at omdirigere fra deponier inde i landet til kystnære deponier, samt at affaldsprodukter fra røggasrensning skulle sendes på specialdeponier. [Miljøministeriet, 1992a, s. 15-16]

Det bemærkes dog, at der i konkrete beslutninger om valg af behandlingsmetode skulle afvejes mellem miljø-, energi- og ressourcemæssige forhold og de økonomiske forhold, hvilket kunne medføre, at den generelle prioriteringsrækkefølge blev brudt [Miljøministeriet, 1992a, s. 17].

I *Handlingsplan for renere teknologi 1993-97* var begrænsning af væksten i affaldsmængderne blevet et af de helt centrale formål med renere teknologi. I den tidligere handlingsplan for 1990-92 var affald sidestillet med seks andre miljømæssige problemer, hvor det i den nye handlingsplan nævntes særskilt og som det første i formålsbeskrivelsen [Miljøministeriet, 1992b, s. 4; Miljøministeriet, 1990, s. 17-18]. *Handlingsplan for renere teknologi 1993-97* bidrog derudover ikke med noget nyt i forhold til affaldshierarkiet. Handlingsplanens primære fokus var at anvende erfaringer fra den hidtidige indsats og få implementeret de nye teknologier i industrien. Desuden blev det hidtidige fokus på renere produktionsprocesser forskudt mere i retning af helhedsbetragtninger på produkter. [Miljøministeriet, 1992b, s. 18]

På trods af fokuseringen på renere teknologi i denne periode var det dog bemærkelsesværdigt, at affaldshandlingsplanen for 1993-97 opstillede de væsentligste mål indenfor øget genanvendelse, mens der med renere teknologi kun blev tilsigtet at stabilisere de samlede affaldsmængder [Miljøministeriet, 1992a, s. 20]. Det springende punkt var, at genanvendelse i perioden skulle øges fra 35% til 50% og deponi reduceres fra 39% til 20%. Andelen, der skulle forbrændes, var uændret. Affaldshierarkiet blev i handlingsplanen operationaliseret via differentierede afgifter for affald. Der skulle ifølge handlingsplanen indføres forhøjet og differentieret afgift pr. 1. januar 1993: 195 kr. pr. tons for deponering, 130 kr. pr. tons for forbrænding [Miljøministeriet, 1992a, s. 28]. Affaldsafgiften udgjorde dermed et generelt incitament til genanvendelse, idet affald til genanvendelse var fritaget for afgift. Desuden udmøntede afgiften også indirekte princippet om, at forureneren-betaler.

3.3 Affaldshierarkiet forfines og nye principper introduceres

Det fremgår af de foregående afsnit, at prioriteringen i affaldshierarkiet begyndte at tage sin form i 1985, og at det i 1992 tog den form, vi kender i dag. Siden er affaldshierarkiet styrket og forfinede, og der er kommet andre nye principper til i miljøforvaltningen og dermed også på affaldsområdet. Et af de vigtigste nye principper er princippet om *bæredygtig udvikling*, der blev skrevet ind i miljøloven i 1991 [Christensen, 2000, s. 89]. Princippet indebærer, at udvikling bør ske på en sådan måde, at der tages vare på miljøet samtidig med, at jordens befolkning får tålelige og retfærdige levevilkår. Integrering af miljøhensyn i alle beslutninger, forebyggelse og renere teknologi er alle vigtige elementer i bæredygtig udvikling. Princippet om bæredygtig

udvikling har haft stor betydning for de efterfølgende handlingsplaner på affaldsområdet, hvilket fremgår af det følgende.

I 1994 blev der indgået en aftale mellem miljø- og energiministeren og Kommunernes Landsforening om et stop for deponering af brændbart affald pr. 1. januar 1997 [Miljø- og Energiministeriet, 1995, s. 529]. Dette var en opprioritering af forbrænding og nedprioritering af deponering. Affaldshierarkiet blev i *Natur- og miljøpolitiske redegørelse 1995* yderligere skærpet i form af forhøjede og differentierede afgifter, så det fra 1997 skulle koste: 285 kr. pr. tons ved deponering, 160 kr. pr. tons ved forbrænding med el-produktion og 210 kr. pr. tons ved anden forbrænding [Miljø- og Energiministeriet, 1995, s. 519]. Desuden blev to nye forhold, som har fået betydning for affaldspolitikken, introduceret med redegørelsen. Det ene var, at der med redegørelsen blev lagt op til, at det helhedsorienterede fokus på produkter, som blev introduceret med handlingsplanen for renere teknologi i 1992, yderligere skulle styrkes. Det vil sige, at fokus på produkternes livscyklus fra *vugge til grav* blev det fremherskende fokus fremfor de enkelte produktionsprocesser, som tidligere havde været omdrejningspunktet for renere teknologi [Miljø- og Energiministeriet, 1995, s. 35].

Det andet forhold, der blev introduceret, var begrebet *økologisk råderum*. Økologisk råderum er et begreb, der søger at operationalisere begrebet bæredygtig udvikling. Økologisk råderum blev i redegørelsen defineret som: ”... den mængde naturressourcer (luft, vand, jord, mineraler, energikilder, naturområder, planter og dyr mv.), der kan bruges pr. år, uden at vi forhindrer fremtidige generationer i at få adgang til den samme mængde og kvalitet.” [Miljø- og Energiministeriet, 1995, s. 27].

I 1999 udgav Miljø- og Energiministeriet *Affald 21*, som er den gældende affaldshandlingsplan, som dækker perioden 1998-2004. Affald 21 er én blandt flere sektor-bæredygtighedsplaner, som blev udarbejdet i forlængelse af Rio konferencen i 1992, og det fremgår af handlingsplanen, at den afspejler tankegangen i økologisk råderum [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 18]. Forholdene omkring økologisk råderum er imidlertid ikke uddybet yderligere, så det er svært at gennemskue, hvordan dette konkret er udmøntet i planen.

I Affald 21 blev der lagt op til, at afgifterne yderligere skulle forhøjes til 375 kr. pr. tons for deponering, 280 kr. pr. tons for forbrænding med kraftvarmeproduktion, 330 kr. pr. tons for anden forbrænding. Dette tyder således på, at affaldshierarkiets betydning i miljøforvaltningen yderligere er skærpet.

Den overordnede målsætning i Affald 21 er at øge kvaliteten i og af affaldsbehandlingen. Dette skal ske ved:

- Reducering af miljøpåvirkningen fra stoffer i affaldet
- Bedre udnyttelse af ressourcer i affaldet. Udnyttelse af materialer er højere prioriteret end udnyttelse af affaldets energiindhold
- Stabilisering af de samlede affaldsmængder

[Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 10]

Der lægges i Affald 21 op til et skift i fokus på affaldsområdet. Hvor der tidligere primært har været fokuseret på kvantiteten, det vil sige affaldsmængderne, er dette fokus nu udvidet til også at omfatte udnyttelse af affaldets ressourcer og kvaliteten i affaldsbehandlingen. Med kvalitet menes fokus på problemerne med de miljøbelastende stoffer i affaldet. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 33]

Målsætningen i forhold til affaldshierarkiet er, at der fra 1997 til 2004 skal ske en øget genanvendelse med et procentpoint til 64%, forbrænding skal øges med fire procentpoint til 24% og deponering skal reduceres fra 16% til 12% [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 18-19]

Det er bemærkelsesværdigt, at der ikke anføres målsætninger for alle affaldshierarkiets fire trin samlet ét sted i planen. I ovenstående målsætninger er der ikke angivet noget mål i forhold til forebyggelse, som har højeste prioritet i affaldshierarkiet. Det er dog i den overordnede målsætning nævnt, at de samlede affaldsmængder skal stabiliseres. Desuden anføres det, at der skal være øget fokus på den produktorienterede miljøindsats.

I regeringens Natur- og miljøpolitiske redegørelse fra august 1999 fremgår det, at der skal satses på afkobling mellem økonomisk vækst og stigning i affaldsmængderne [Miljø- og Energiministeriet, 1999b, s. 426]. Dette er ikke formuleret direkte som et mål i Affald 21, her er det blot anført, at mekanismerne bag affaldsproduktionen i de enkelte sektorer skal klarlægges [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 35]. Denne forskel kan skyldes, at faktorbegrebet blev indskrevet i miljøpolitikken med den natur- og miljøpolitiske redegørelse 1999, som udkom et halvt år efter Affald 21. Samtidig med at begrebet økologisk råderum er kommet ind i Affald 21, så er det imidlertid gledet ud af regeringens Natur- og miljøpolitiske redegørelse 1999, hvor dette er erstattet af faktorbegrebet, som ligeledes er et forsøg på at operationalisere begrebet bæredygtig udvikling. Faktorbegrebet går ud på, at ressourceforbruget og miljøpåvirkninger skal reduceres med en faktor 4 indenfor de næste 20-30 år og med en faktor 10 indenfor 50 år [Weizsäcker et al., 1997, s. 69].

I *Danmarks nationale strategi for bæredygtig udvikling*, der udkom i foråret 2001, er et af de overordnede fokusområder for miljøpolitikken faktorbegrebet. Affald behandles ikke som en særskilt tværgående indsats eller sektor i strategien. Det primære fokus er på den forebyggende

indsats, hvor nøgleordet er ressourceeffektivitet. Herunder skal forbruget af ressourcer nedbringes, den produktorienterede miljøindsats er vigtig, og det skal som forbruger være muligt at vælge miljørigtigt og ressourcebevidst. Tiltag indenfor affaldsområdet beskrives under kapitlet om ressourcer og ressourceeffektivitet, hvor der peges på nødvendigheden af nedbringelse af affaldsmængderne og øget genanvendelse [Regeringen, 2001, s. 34]. I strategien nævnes affaldshierarkiet ikke i forbindelse med affaldsområdet. Fokus er udelukkende på affaldsforebyggelse og genanvendelse. De initiativer, der skal sættes på i perioden 2001 til 2006 er, at der skal udvikles behandlingsteknologier, der sikrer effektiv udnyttelse af ressourcerne, og at problemer med miljøbelastende stoffer elimineres. Ved valg af behandlingsform skal der dog i de enkelte tilfælde afvejes mellem miljø-, energi- og ressourcemæssige og økonomiske forhold. De enkelte materialestrømme skal prioriteres, hvor indsatsen i første omgang skal rettes mod de materialer, der indeholder de mest miljøbelastende stoffer. [Regeringen, 2001, s. 34]

Miljøstyrelsen har de seneste år arbejdet på, hvorledes den forebyggende indsats kan styrkes [Nielsen, 2002]. I foråret 2002 har Miljøstyrelsen som det nyeste på affaldsområdet publiceret rapporten *Affaldsindikatorer*. Formålet med de nye affaldsindikatorer er, at de eksisterende indikatorer skal erstattes af tre nye indikatorer. De eksisterende indikatorer på affaldsområdet er i høj grad defineret af trinene i affaldshierarkiet, idet disse indikatorer udgøres af den samlede affaldsmængde fordelt ud på særlig behandling, genanvendelse, forbrænding og deponering. De tre nye indikatorer er: Ressourceforbrug, energiforbrug og deponeringsbehov [Dall et al., 2002, s. 12, 20]. De nye indikatorer er baseret på livscyklustankegangen, det vil sige i et *vugge til grav* perspektiv. Således er man i langt højere grad begyndt at koncentrere sig om de affaldsfraktioner, hvor der er væsentlige miljøbesparelser at hente og ikke kun om mængder. Lone Lykke Nielsen fra Miljøstyrelsen udtaler: ”Det nyeste vi er i gang med i Miljøstyrelsen er at udvikle nye affaldsindikatorer. Vi har indtil nu målt resultaterne fra affaldsområdet på hvor mange tons affald vi laver, men ét tons affald fra en bestemt fraktion forurener jo ikke lige så meget som et tons af noget andet.” [Nielsen, 2002]. Herved har tankegangen bag diskursskiftet i renere teknologi fra renere processer til renere produkter haft en afsmittende effekt på, hvorledes indsatsen skal prioriteres i affaldspolitikken. Dette kan være begyndelsen til, at fokus på affaldshierarkiet bliver mindre, og at affaldshierarkiet bliver erstattet af de nye indikatorer baseret på livscyklusvurderinger af forskellige bortskaffelsesmetoder.

At mængder og affaldshierarkiet ikke er det eneste, der er vigtigt, underbygges endvidere af direktøren for RenoSam Nete Jakobsen: ”Vores holdning er, at det vigtigste i affaldsplanlægningen er, at få de miljøfarlige stoffer ud af affaldet, at det egentlig burde have en højere prioritet end det at genanvende det.” [Jakobsen, 2002]. Nete Jakobsen problematiserer endvidere betydningen af affaldshierarkiet, idet hun mener, at affaldsproblemerne kun kan løses med helt andre midler end genanvendelse og renere teknologi: ”Vi ser problemerne omkring affald som meget økonomisk betinget. Vi kan se, at når der er opsving i samfundet, så vælter

affaldet ind ... Derfor mener vi, at det grundlæggende er sminkning man laver, når man snakker affaldsreduktion. Hvis man SKAL snakke affaldsreduktion, så kan man altså ikke komme udenom, at den økonomiske vækst har en ganske betydelig indflydelse ... Man kan lave nogle materialer lidt lettere eller lade være med at emballere nogle produkter og kalde det for affaldsforebyggelse, men det forslår som en skrædder i helvede." [Jakobsen, 2002].

Dog er der intet andet, der tyder på, af affaldshierarkiet skulle være svækket – tværtimod. Lone Lykke Nielsen fra miljøstyrelsen og Nete Jakobsen fra RenoSam angiver, at affaldshierarkiet er styrende for deres arbejde, og ifølge Lone Lykke Nielsen så: "... er der ingen sektorer der arbejder direkte imod affaldshierarkiet, eller trækker i den modsatte retning", og miljøorganisationer som eksempelvis Naturfredningsforeningen bakker op om affaldshierarkiet [Nielsen, 2002]. Desuden er de differentierede affaldsafgifter, som følger affaldshierarkiet, steget støt i hele perioden og senest i 1999. Der kan desuden argumenteres for, at det øgede fokus på de problematiske affaldsfraktioner kan være med til at udbygge og forfine affaldshierarkiet. Et øget fokus på de problematiske stoffer i affaldet vil ikke nødvendigvis medføre mindre genanvendelse og forbrænding af de uproblematisk fraktioner, og en naturlig indgangsvinkel til håndtering af de problematiske fraktioner vil være affaldshierarkiets øverste trin: Forebyggelse.

Efter, at affaldshierarkiet fra omkring 1985 er blevet spredt og oversat i miljøforvaltningen, er der altså sket en udvikling. Affaldshierarkiets betydning er blevet styrket i form af, at de differentierede affaldsafgifter er steget støt i hele perioden, og de to øverste trin i affaldshierarkiet er i Danmarks nationale strategi for bæredygtig udvikling blevet opprioriteret. Desuden er begrebet *bæredygtig udvikling* kommet ind som et supplerende overordnet princip i affaldsforvaltningen. Dette er både sket via begrebet økologisk råderum og med faktorbegrebet. Som det seneste er affaldshierarkiet som et overordnet princip ved at få konkurrence fra de nye affaldsindikatorer, som skal anvendes til at prioritere indsatsen på affaldsområdet. De nye affaldsindikatorer er udviklet på baggrund af de opnåede erfaringer med den produktorienterede miljøindsats, det vil sige på baggrund af livscyklustankegangen.

Det skal imidlertid understreges, at den forebyggende indsats stadig er på et stadie, hvor der ikke er konsensus om og fundet en vej til en effektiv forebyggende indsats. Således udtaler Birgit Holmboe fra Videnscenter for affald, at "*der findes ikke nogen kendt vej til effektiv forebyggelse, men det er oplagt, er der skal anvendes mange forskellige virkemidler til at opnå en målbar effekt. Øvelsen går blandt andet ud på at bryde den tilsyneladende sammenhæng mellem økonomisk vækst og stigning i affaldsmængderne. Men det er ikke nok. Der synes nemlig at være en tendens til at affaldsproduktionen består af stigende mængder miljø- og sundhedsskadelige stoffer. Her ligger det egentlige problem.*", og Lone Lykke Nielsen fra Miljøstyrelsen udtaler desuden: "*Vi startede under den tidligere regering, med en konference, hvor alle mulige parter i samfundet kom og foreslog virkemidler. Nogen synes, at man skal bruge økono-*

miske virkemidler i form af afgifter på ressourcer, nogen synes, man skal lave regler, nogle mener, man skal informere og andre mener, at det skal være frivilligt.”[Nielsen, 2002]

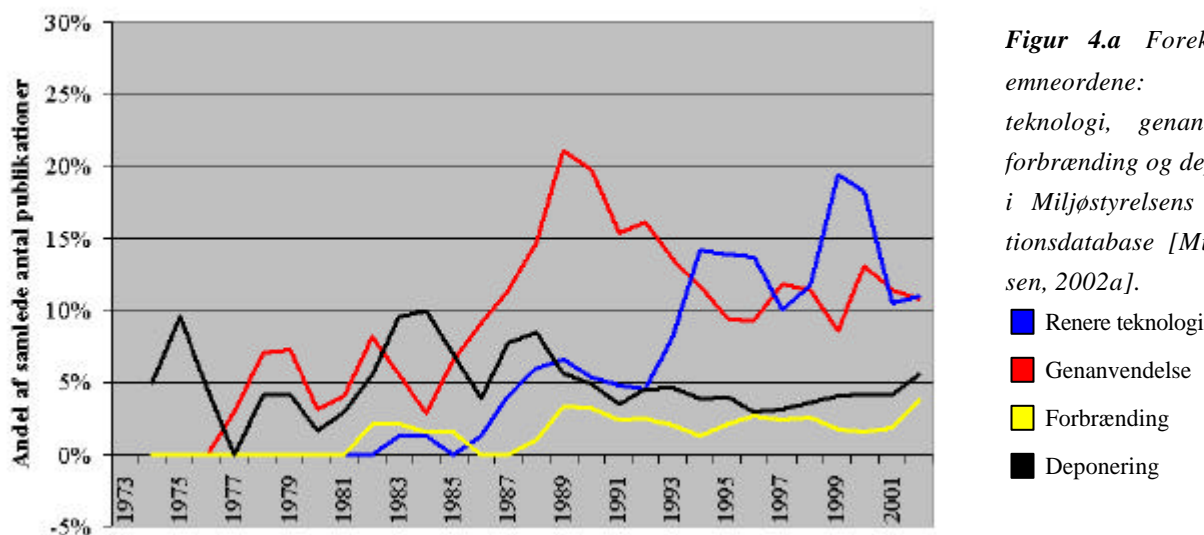
Der vil i det følgende kapitel blive samlet op på, hvorledes affaldshierarkiet er institutionaliseret i den danske miljøpolitik.

4 Affaldshierarkiets institutionalisering

I dette kapitel samles der op på, hvorledes affaldshierarkiet er institutionaliseret. Det vil sige, at de kulturelt kognitive, normative og regulative dimensioner af basen for affaldshierarkiet sammenfattes. Indledningsvist underbygges de identificerede udviklingstendenser indenfor miljøforvaltningen med en spredningsanalyse, der indikerer Miljøstyrelsens væsentlige fokusområder i relation til affaldshierarkiet i forskellige perioder.

4.1 Spredningsanalyse

De vigtigste begreber indenfor affaldshierarkiet er: *Renere teknologi, genanvendelse, forbrænding og deponering*. Forekomsten af disse begreber er undersøgt i Miljøstyrelsens publikationsdatabase, som indeholder over 2.500 publikationer tilbage fra 1973. Undersøgelsen er foretaget ved at søge på ovenstående fire ord i emnesøgningen og herefter registrere antallet af publikationer i forhold til deres udgivelsesår. Dette sættes i forhold til det samlede antal publikationer, der er udgivet på publikationsdatabasen det pågældende år. Herved kan undersøgelsens resultat udtrykkes som en andel af det samlede antal publikationer, der omhandler det emneord, der er søgt på. Der blev i alt fundet 234 publikationer om renere teknologi, 274 om genanvendelse, 49 om forbrænding og 101 om deponering. I figur 4.a er resultatet for de fire ovenstående emneord vist. Der gøres opmærksom på, at kurverne i grafen er udglattet med et løbende gennemsnit på to år. Tallene bag grafen fremgår af bilag 4a.



Figur 4.a Forekomst af emneordene: *Renere teknologi, genanvendelse, forbrænding og deponering* i Miljøstyrelsens publikationsdatabase [Miljøstyrelsen, 2002a].

Det fremgår tydeligt af figur 4.a, at genanvendelse har toppet omkring 1989, hvorefter renere teknologi har en top omkring år 2000. Genanvendelse starter allerede i 1976 og stiger for alvor fra omkring 1984. Det er ligeledes i perioden omkring 1984, at renere teknologi begynder at stige. De to bølgetoppe illustrerer, at der imellem 1983 og 1995 har været stor fokus på genanvendelse, som fra år 1991 i stigende grad har måttet vige for renere teknologi. Dette stemmer

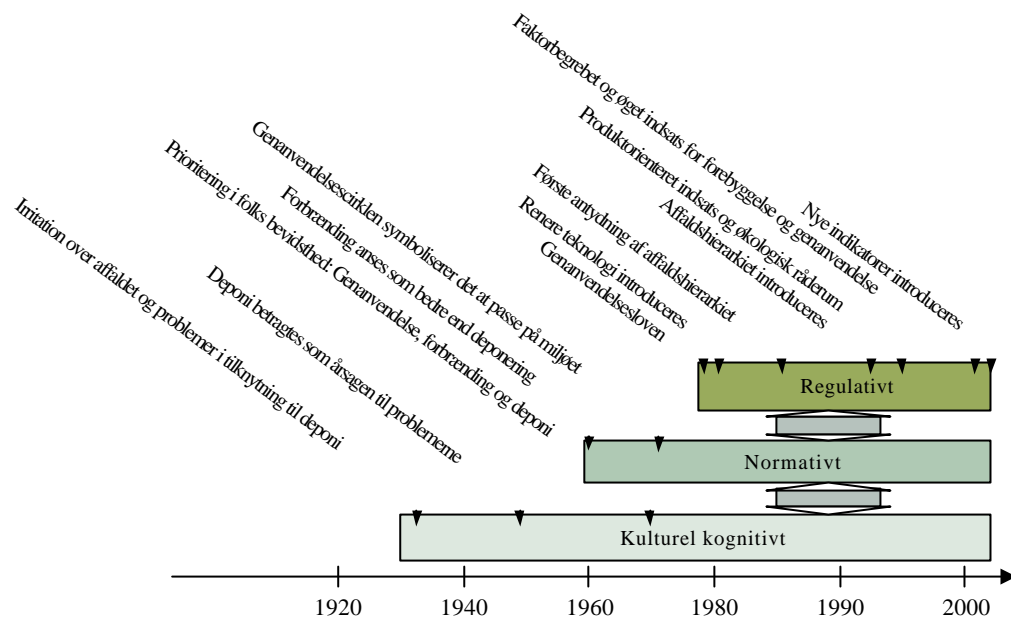
godt overens med de identificerede tendenser i miljøforvaltningen. Den første deciderede handlingsplan for øget genanvendelse af affald kom i 1987, og i 1992 kom den sidste handlingsplan for affald, hvor det er genanvendelse, der er omdrejningspunktet. Således lægges der i *Affald 21*, som er den seneste handlingsplan for affald, op til, at det i stigende grad skal være den forebyggende indsats og de miljøskadelige stoffer i affaldet, der skal i fokus. Dette underbygges i grafen i figur 4.a, idet publikationer om renere teknologi op til 1998, hvor *Affald 21* udkom, har oversteget antallet af publikationer om genanvendelse.

Med hensyn til forbrænding og deponering er det mere tvivlsomt, hvilke tendenser der kan udledes fra figur 4.a. Dette skyldes i høj grad, at det samlede antal publikationer for deponering og forbrænding er relativt begrænsede i forhold til den lange tidsperiode. Dog ses det, at deponi i perioden efter 1983 har haft en faldende tendens, hvor den årlige andel af publikationer omhandlende deponi ca. er halveret. Det ses, at kurven for forbrænding de sidste 15 år har ligget nogenlunde konstant med en andel på ca. 3%. De udsving, der forekommer op igennem 1980'erne, skyldes dioxinproblematikken, som i denne periode var i fokus.

4.2 Affaldshierarkiet institutionaliseres kognitivt, normativt og regulativt

I kapitel 2 og 3 er affaldshierarkiets konstruktion, spredning og oversættelse beskrevet. Rationalerne bag affaldshierarkiet begyndte at tage sin form i forbindelse med de affaldsproblemer, der var forbundet med masseforbrugskulturen. Dette var noget der skete kognitivt og til dels normativt i folks bevidsthed. Der kom fokus på problemerne ved deponering, og nye affaldsbortskaffelsesmetoder blev overvejet, herunder forbrænding. Desuden opstod en miljøbevidsthed i form af *den økologiske samvittighed*, hvor rigtigheden af prioriteringen af genanvendelse over deponi og forbrænding synes selvfølgelig.

Denne kognitive og til dels normative manifestering af rationalerne bag affaldshierarkiet, er baggrunden for, at prioriteringen mellem forebyggelse, genanvendelse, forbrænding og deponering i starten af 1980'erne begynder at finde vejen ind i miljøforvaltningen. Herved bliver affaldshierarkiet formelt styrende for, hvorledes indsatsen på affaldsområdet skal prioriteres. Det vil sige, at den kognitive og normative base for affaldshierarkiet bliver suppleret med en regulativ base. De fire trin i affaldshierarkiet udvikles i perioden, og i 1992 indskrives affaldshierarkiets prioritering, som vi kender det i dag, i miljøpolitikken. I figur 4.b er der vist en oversigt over udviklingen i et tidsperspektiv.



Figur 4.b Skematisk illustration af affaldshierarkiets institutionalisering gennem de sidste 80 år

I figur 4.b er de væsentligste kognitive, normative og regulative påvirkninger, der er identificeret, vist. De store dobbeltpile der forbinder den kognitive, normative og regulative base for affaldshierarkiet skal illustrere, at de tre baser gensidigt påvirker hinanden. Således er den kognitive base blevet yderligere forstærket efter, at der kom normative og regulative påvirkninger ind i billedet.

I og med, at der sker en masse på det regulative område gennem den nye lovgivning, sker der også en synergieffekt i institutionaliseringen af affaldshierarkiet. Når affaldshierarkiet skal følges i kommunernes affaldsplanlægning, sker der selvfølgelig en yderligere kognitiv og normativ manifestering af dette. Jo mere planlægning affaldshierarkiet indgår i, jo mere selvfølgelig bliver det for de, der anvender det. Det bliver *praksis* både i forbindelse med affaldshåndteringen og i selve planlægningen. Dette understreges af Nete Jakobsen fra foreningen af fælleskommunale affaldsselskaber i Danmark *RenoSam*, der i et interview har udtalt at: "Når nu affaldshierarkiet er blevet vedtaget ved lov, så må man acceptere det. Det er blevet en del af kommunernes planlægning og bliver derved også en del af kommunernes politik, og nu hvor det er indarbejdet, er affaldshierarkiet noget som bliver betragtet som et alment accepteret princip." Og hun udtaler endvidere: "Når først store og dyre ordninger, som har taget lang tid at få op at køre ER etableret, så stiller man ikke så meget spørgsmålstejn ved det. Det er mest når noget nyt sættes i gang, at der rejses spørgsmål." [Jakobsen, 2002]. At regulering forstærker den normative base underbygges endvidere af en undersøgelse udgivet af Miljøstyrelsen: *Borgernes adfærd og holdninger på affaldsområdet*. Det er i undersøgelsen klarlagt, at selv de steder hvor øget affaldssortering møder modstand, vil stort set alle, uanset hvilken befolkningsgruppe de tilhører, fortsætte med at sortere deres affald, når de først er begyndt [Stefansen et al., 1998, s. 18].

Sammenhængen mellem den regulative og normative institutionalisering af affaldshierarkiet understeges ligeledes ved, at der som oftest ikke stilles spørgsmålstejn ved prioriteringsrækkefølgen. Eksempelvis forklarer Lone Lykke Nielsen fra Miljøstyrelsen i et interview at: *"Grunden til at man ikke går ind og undersøger forskellene på deponering og genanvendelse i forbindelse med affaldsplanlægningen er, at deponering af genanvendelige eller brændbare materialer ikke er tilladt i Danmark. Hvis Miljøstyrelsen eksempelvis skulle undersøge papir igen, så ville vi ikke behøve at se på hvad deponering af papir betød, fordi det ikke er tilladt. Så med hensyn til papir vælger man imellem forbrænding og genanvendelse."* [Nielsen, 2002]. Dette eksempel viser, hvorledes regler styrker normer, og at der dermed ikke stilles spørgsmålstejn ved affaldshierarkiet længere.

Sammenfattende kan det konkluderes, at affaldshierarkiet i dag er en velintegreret del af den danske miljøpolitik, eller som Lone Lykke Nielsen fra Miljøstyrelsen udtrykker det: *"Affaldshierarkiet er en af grundpillerne i arbejdet med affald i Danmark."* [Nielsen, 2002]. Hierarkiet er institutionaliseret kulturelt kognitivt, normativt og regulativt. Det har rødder i en bevidsthedsudvikling i befolkningen og indgår i planlægning og regulering både i kommuner, affaldsselskaber og i Miljøministeriet. Desuden opfattes affaldshierarkiet som et alment accepteret princip i både interesseorganisationer og virksomheder. Affaldshierarkiet er således en meget stærkt forankret institution. Der findes imidlertid kun et meget begrænset antal undersøgelser, der sætter spørgsmålstejn ved affaldshierarkiet. Dette kan foranledige til at sætte spørgsmålstejn ved, om det er hensigtsmæssigt at bruge affaldshierarkiet, som et overordnet princip i miljøforvaltningen, hvilket underbygger relevansen af rapportens initierende problem. I næste kapitel præsenteres en del af den begrænsede kritik, der har været rettet mod affaldshierarkiet.



Miljøvurderingsmetoder

Del 2

Da det ønskes at belyse, om affaldshierarkiet er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip, beskrives i denne del af rapporten, hvilke vurderinger der hidtil har været foretaget af affaldshierarkiet, og hvordan det vælges at miljøvurdere affaldshierarkiet i denne rapport.

I kapitel 5 identificeres de undersøgelser, der har belyst hensigtsmæssigheden af affaldshierarkiet eller dele heraf. Herefter beskrives en af de undersøgelser, der har sat spørgsmålstegn ved affaldshierarkiet. I kapitel 6 beskrives forskellige metoder, der kan anvendes til at vurdere affaldshierarkiet. De metoder, der beskrives, er: Strategisk miljøvurdering, Grønne regnskaber (input-output) vurdering, Massestrømsanalyse, Livscyklusvurdering og Samfundsøkonomiske vurderinger. På baggrund af disse beskrivelser udvælges de miljøvurderingsmetoder, som anvendes til at miljøvurdere affaldshierarkiet i denne rapport.

5 Kritik af affaldshierarkiet

I de foregående kapitler fremgår det, at affaldshierarkiet er en integreret del af affaldsforvaltningen, og at princippet er manifesteret som en stærk institution både regulativt, normativt og kognitivt. Den største drivkraft bag institutionen er at få den mest miljørigtige affaldsbortskaffelse. Det er imidlertid begrænset, hvad der findes af undersøgelser om affaldshierarkiet. Derfor vil der i dette kapitel søges svar på, hvorvidt affaldshierarkiet er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip ud fra de få eksisterende undersøgelser.

5.1 Kun få undersøgelser af affaldshierarkiet

Det har efter projektgruppens litteratursøgning at dømme kun været foretaget et meget begrænset antal overordnede undersøgelser af affaldshierarkiet. Det har kun været muligt at finde to sådanne undersøgelser. Begge undersøgelser er cost-benefit analyser af affaldshierarkiet. Den ene undersøgelse er en cost-benefit analyse af forskellige bortskaffelsesmuligheder i affaldshierarkiet i EU-landene. Undersøgelsen er udgivet af Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut (AKF) med artiklen *Assessing the Waste Hierarchy – a social Cost-Benefit Analysis of Municipal Solid Waste Management in the European Union* [Brisson, 1997]. Den anden undersøgelse er udgivet af Den Europæiske Kommission med rapporten *Cost-benefit analysis of the different municipal solid waste management systems: Objectives and instrument for the year 2000* [Kommissionen, 1996].

Andre fundne undersøgelser på området omfatter udelukkende undersøgelser, der er begrænset til enkelte stoffer, produkter eller fraktioner. I Danmark er disse undersøgelser primært udgivet af Miljøstyrelsen i forbindelse med renere teknologi projekter. Formålet med undersøgelserne er typisk at undersøge, hvorledes udledninger af uønskede stoffer til miljøet kan minimeres, hvorvidt genanvendelse kan øges, og hvorvidt disse tiltag giver en miljømæssig gevinst. Der henvises ikke til affaldshierarkiet i undersøgelserne, hvilket sandsynligvis skyldes, at de hver især er et renere teknologi projekt med begrænset fokusområde. Men som Lone Lykke Nielsen fra Miljøstyrelsens kontor for husholdningsaffald fortæller, har mange undersøgelser af forskellige stoffer, produkter og fraktioner vist, at deponering er dårlig, forbrænding er bedre og genanvendelse er bedst. Lone Lykke Nielsen udtaler således: ”Vi har generelt fastslået, at affaldshierarkiet er et hensigtsmæssigt princip, men der kan jo være nogle særlige materialer, hvor det kan være anderledes. I Affald 21 har man eksempelvis peget på, at det er bedre at deponere imprægneret træ, end at brænde det, fordi der er så mange giftige stoffer i det. Indtil vi kan finde ud af at genanvende imprægneret træ, vil vi hellere deponere det end brænde det. Det er ikke sådan, at affaldshierarkiet bare gælder altid for alle stoffer. Vi er inde og vurdere, om det er rigtigt nok.” [Nielsen, 2002].

Eksempler på undersøgelser, hvis formål er at minimere udledning af uønskede stoffer til miljøet er: *Massestrømsanalyse for bly* [Lassen et al., 1996] og *Massestrømsanalyse for kviksølv* [Hansen et al., 1996]. Eksempler på undersøgelser hvor miljøgevinst ved genanvendelse belyses er: *Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb* [Miljøstyrelsen, 1995] og *Miljømæssige fordele og ulemper ved genvinding af plast* [Frees, 2002].

Da Miljøstyrelsens undersøgelser generelt kun er vurderinger af enkelte fraktioner, og der kun vurderes mellem få trin i affaldshierarkiet, finder projektgruppen ikke, at miljøgevinsten ved brug af affaldshierarkiet er tilstrækkelig, til at kunne sige om affaldshierarkiet generelt er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip. Dette underbygges af, at selvom brancheforeningen for fælleskommunale affaldsselskaber RenoSam generelt mener, at affaldshierarkiet er hensigtsmæssigt, så er de eksempelvis uenige i, at organisk affald bør genanvendes. Således udtaler Nete Jakobsen: ”*Fra regeringens side bestemte man, at alt det organiske affald skulle indsamles til genanvendelse i form af bioforgasning eller kompostering, og det har vi så prøvet at regne og vurdere på, og det koster temmelig mange penge. Vi har prøvet at regne på både energi og miljø, og vi kommer frem til den konklusion, at der ikke rigtigt er nogen miljøøkonomi i det. Det er ikke rigtigt relevant, hvis man økonomisk skal prioritere sine miljøopgaver. Vurderingerne er lavet på baggrund af undersøgelser lavet som en blanding af cost-benefit analyser og miljøvurdering*” [Jakobsen, 2002]. Det påpeges desuden i *Assessing the Waste Hierarchy – a social Cost-Benefit Analysis of Municipal Solid Waste Management in the European Union*, at affaldshierarkiet tilsyneladende er baseret på *grøn intuition* uden skelen til de faktiske sociale fordele og ulemper, herunder de miljømæssige forhold [Brisson, 1997].

Udover de identificerede undersøgelser har projektgruppen tidligere foretaget en livscyklusvurdering af massestrømmen af papir i Danmark. I denne undersøgelse konkluderes det, at genanvendelse af papir ikke kan betale sig i Danmark [Holm et al., 2002]. Dette skyldes primært, at energibesparelserne ved øget genanvendelse opnås i udlandet, her Sverige, som baserer en stor del af deres el på vandkraft, mens forbrænding af papiraffald fortrænger CO₂-tung dansk el. Herved problematiseres affaldshierarkiets hensigtsmæssighed yderligere.

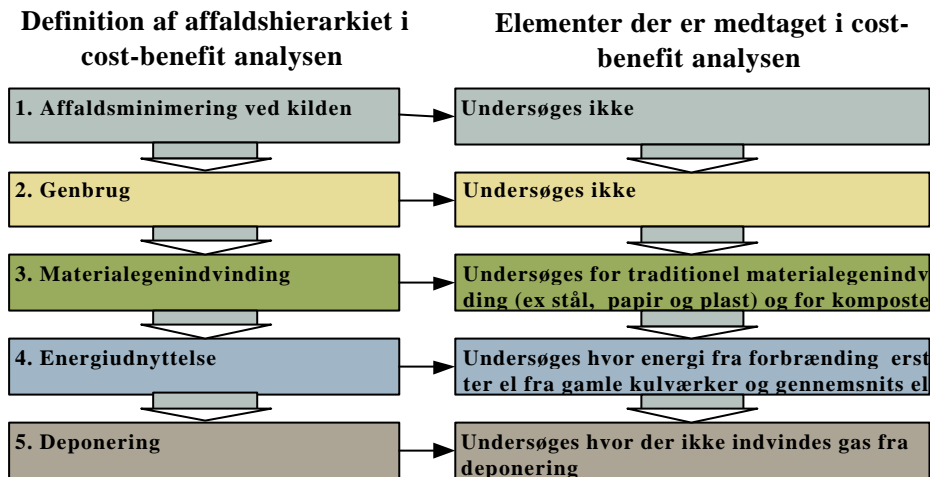
Da Brissons artikel er den mest omtalte overordnede undersøgelse af affaldshierarkiet i Danmark, er det valgt at beskrive denne. Undersøgelsen beskrives i det følgende.

5.2 Cost-benefit analyse af affaldshierarkiet

Undersøgelsen beskrevet i Brissons artikel er en cost-benefit analyse af affaldshierarkiet indenfor bortskaffelse af dagrenovation i alle EU lande. Princippet i en cost-benefit analyse går ud på, at samtlige omkostninger (costs) og gevinster (benefits) for samfundet opgøres i samme enhed; penge. Således værdisættes eksempelvis emission af kuldioxid og skabelse af arbejdspladser i penge. Herved kan forskellige undersøgte alternativer vurderes ud fra den værdi, der fås ved at

sammenholde alle costs og benefits. Princippet i en cost-benefit analyse beskrives nærmere i kapitel 6.

I undersøgelsen defineres affaldshierarkiet som vist i figur 5.a. Det fremgår desuden af figuren, hvilke dele af affaldshierarkiet der belyses og hvordan.



Figur 5.a Definition af affaldshierarkiet og elementer der undersøges i cost-benefit analysen. Det bemærkes, at det kun er de nederste tre trin i affaldshierarkiet, der er medtaget i undersøgelsen.

De samlede samfundsmæssige omkostninger ved affaldshåndtering opgøres som summen af samtlige costs og benefits for genindvinding, forbrænding og deponering af den samlede affaldsmængde til dagrenovation i EU. Costs og benefits for de tre bortskaffelsesmetoder er delt op i eksterne og finansielle. De eksterne omkostninger omfatter traditionelle forurenende stoffer og emissioner, der bidrager til drivhuseffekten. Disse stoffer samt værdisætningen heraf fremgår af figur 5.b.

Emission	Traditionelle forurenende stoffer				Stoffer der bidrager til drivhuseffekten			
	SO ₂	NO _x	TSP _{transp}	TSP _{elec}	CO ₂	CO	CH ₄	N ₂ O
Omkostning i Euro	7.564	5.237	8.100	13.096	4	7	86	1.469

Figur 5.b Faktorer der medregnes som eksterne omkostninger i cost-benefit analysen. Omkostningerne er opgjort i Euro pr. tons affald. TSP_{transp} og TSP_{elec} er partikelemission fra henholdsvis transport og elektricitetsproduktion. [Brisson, 1997, kapitel 4]

De finansielle omkostninger, der medregnes, er omkostninger til arbejdskraft, materialeforbrug, brændsler, energi samt kapitale omkostninger, der omfatter afskrivninger, finansieringsomkostninger og indtægter. Benefits omfatter indtægter fra salg af energi fra affaldsforbrænding. [Brisson, 1997, kapitel 5]

Resultatet af cost-benefit analysen fremgår af figur 5.c.

Alle costs og benefits		Kun miljømæssige costs og benefits	
Bortskaffelsesmetode	Omkostning	Bortskaffelsesmetode	Omkostning
Genindvinding af materialer	-170	Genindvinding af materialer	-162
Deponering	92	Forbrænding (erstatte kul)	-18
Forbrænding (erstatte kul)	115	Deponering	10
Forbrænding (erstatte gns. EU el)	150	Forbrænding (erstatte gns. EU el)	16
Kompostering	170	Kompostering	42

Figur 5.c Resultat af cost-benefit analysen opgjort i Euro pr. tons. De forskellige affaldsbortskaffelsesmetoder er rangordnet efter, hvilke der har mindst omkostninger. Til venstre er resultatet vist når alle costs og benefits er medregnet, og til højre er resultatet vist, når der kun regnes på de miljømæssige forhold. Negative omkostninger svarer til indtægter. [Brisson, 1997, kapitel 6]

Det fremgår af figur 5.c, at en prioritering, som følger affaldshierarkiet, ifølge undersøgelsen ikke samlet set er den mest samfundsøkonomiske optimale løsning. Genindvinding er ifølge undersøgelsen klart den bedste løsning, men kompostering, som i affaldshierarkiet hører under genindvinding, er den dårligste løsning. En anden bemærkelsesværdig konklusion i undersøgelsen er, at det hævdes, at deponering er bedre end forbrænding. Ses der kun på de miljømæssige forhold, vist til højre i figur 5.c, ændres billedet lidt, men det stemmer stadig ikke overens med affaldshierarkiet. Hvis der regnes med, at el fra energiindvinding fra forbrænding erstatter gennemsnitlig el i EU, så er deponering ifølge undersøgelsen bedre. Desuden er kompostering den mindst miljørigtige løsning. Det påpeges desuden i undersøgelsen, at der er stor forskel på, hvorvidt genindvinding er miljørigtig alt afhængig af hvilken affaldsfraktion, der er tale om. Således kan genanvendelse af jern, aluminium og glas godt betale sig, mens det er mere tvivlsomt om genindvinding af papir og plastik er miljørigtigt [Brisson, 1997, kapitel 4]. Det skal bemærkes, at omkostningerne ved affaldsbortskaffelsesmetoderne er gennemsnitsberegninger, og at der af den grund ikke er taget højde for, at grænseomkostningerne ved de forskellige metoder kan ændre sig, når der flyttes signifikante affaldsmængder fra én behandlingsform til en anden. [Brisson, 1997, kapitel 6]

Der konkluderes i cost-benefit analysen, at affaldshierarkiet ikke er så simpelt, som det fremstilles. Der er forskel på hvilke fraktioner, der er tale om. Desuden er det ifølge undersøgelsen forkert at sige, at forbrænding er *bedre* end deponering. Det konkluderes endvidere, at det kan føre til tab af velfærd at følge affaldshierarkiet blindt. [Brisson, 1997, kapitel 7]

Projektgruppen mener imidlertid, at cost-benefit analysens konklusioner skal tages med store forbehold. For det første er der kun medtaget et meget begrænset antal emissioner, som skal repræsentere de miljømæssige forhold også benævnt eksternaliteterne. Der er desuden ikke taget højde for nationale og overnationale målsætninger for de stoffer, der er medtaget. Ligeledes er

der i undersøgelsen heller ikke taget højde for lang række kendte miljøeffekter, som er forbundet med deponering og forbrænding. Det drejer sig eksempelvis om biodiversitet, vandmiljø, toksicitet, støj, æstetisk forringelse af landskaber, arealforbrug samt forringelse af livskvalitet ved at bo tæt på deponeringsanlæg. Konsekvensen af, at alle disse miljømæssige forhold ikke er medtaget, kan være, at de miljømæssige forholds betydning bliver underbetonet i forhold til de finansielle forhold. Af den grund kan der stilles spørgsmålstejn ved, om det i undersøgelsen giver mening at lægge de finansielle omkostninger sammen med de miljømæssige omkostninger. For det andet kan det diskuteres, hvorvidt det overhovedet giver mening at værdisætte miljøproblemer og sidenhen sammenligne disse tal med de finansielle omkostninger, der er forbundet med eksempelvis etablering af store forbrændingsanlæg. Denne diskussion af metoden i cost-benefit analysen vil dog ikke blive taget op her.

Et tredje kritikpunkt til undersøgelsen er, at det ikke fremgår, hvorledes de forskellige forhold er værdisat, og hvad der ligger bag disse værdisætninger. Herved er det svært at anfægte de konkrete værdisætninger.

Projektgruppen mener ikke, at der kan drages endegyldige konklusioner om, hvorvidt affaldshierarkiet er hensigtsmæssigt på baggrund af cost-benefit analysen. Dog bidrager undersøgelsen til dette projekts problemstilling på den måde, at problemstillingen bliver mere aktuel, idet der ikke findes tilstrækkelige undersøgelser, der belyser hvorvidt affaldshierarkiet faktisk er et hensigtsmæssigt princip. I næste kapitel vil det blive belyst, hvorledes affaldshierarkiet kan miljøvurderes, og i den forbindelse uddybes metodikken i en cost-benefit analyse yderligere.

6 Metode til miljøvurdering

Der findes forskellige metoder til at vurdere miljømæssige spørgsmål. I foregående kapitel er det beskrevet, hvordan en cost-benefit analyse danner baggrunden for kritik af affaldshierarkiet. I dette kapitel beskrives forskellige relevante miljøvurderingsmetoder, der kan anvendes til vurdering af affaldshierarkiet. Ud fra dette vælges de metoder, der anvendes i rapportens løsningsdel til at vurdere om affaldshierarkiet er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip.

6.1 Miljøvurderingsmetoder

Der findes forskellige måder at foretage miljøvurderinger på, alt efter hvad formålet med miljøvurderingen er, og hvem der er målgruppe for vurderingens resultater. Overordnet findes der seks forskellige typer miljøvurderinger, der anvendes i stort omfang. Det drejer sig om:

- Miljøvurderinger af projekter (VVM)
- Strategisk miljøvurdering (SMV)
- Grønne regnskaber/input-output vurderinger
- Massestrømsanalyser/materialestrømsanalyser
- Livscyklusvurderinger (LCA)
- Samfundsøkonomiske vurderinger (Cost-benefit, cost-effectiveness mv.)

I det følgende beskrives de enkelte miljøvurderingsmetoder kort. VVM beskrives ikke nærmere, idet denne type miljøvurdering bruges på projektniveau, og derfor ikke er umiddelbar anvendelig til miljøvurdering af et overordnet politisk princip som affaldshierarkiet. Derimod beskrives SMV, som i stort omfang tager udgangspunkt i principperne til VVM, men hvor det med SMV er politikker, love, planer og programmer, der miljøvurderes, i stedet for projekter. Af den grund holdes SMV op imod VVM i beskrivelsen af strategisk miljøvurdering. For hver miljøvurderingsmetode beskrives hvad miljøvurderingsmetoden typisk vurderer, hvem der udarbejder dem eller har ansvaret for udarbejdelsen, formålet med miljøvurderingen samt hvilke krav der stilles til miljøvurderingens indhold og udarbejdelse.

Strategisk miljøvurdering (SMV)

Strategisk miljøvurdering anvendes til at miljøvurdere politikker, lovforslag, planer og programmer [Kørnøv, 2000b, s. 4]. Denne miljøvurderingsmetode er nært beslægtet med VVM, idet metoden bygger på de samme principper [Elling, 2000, s. 13]. Dog kan SMV modsat VVM tage højde for en række synergi- og kumulative effekter, og der kan tages højde for, at aktiviteter kan have afledte effekter, som kun vanskeligt kan behandles i en miljøvurdering på projektniveau [Elling, 1997, s. 16]. I Danmark er lovforslag blevet miljøvurderet siden 1993, og miljøvurderingen skal fremgå af bemærkningerne til lovforslaget. Det er de enkelte ministerier, der har ansvaret for udarbejdelsen af miljøvurderingerne.

I 2001 blev EU direktivet om miljøvurdering af bestemte planer og programmers indvirkning på miljøet vedtaget. Dette direktiv foreskriver, at samtlige planer og programmer, som kan få væsentlig indvirkning på miljøet, indenfor en række sektorer skal miljøvurderes fra 2004. Eksempler herpå er planer og programmer, der vedrører affaldshåndtering, fysisk planlægning, energi og landbrug samt kommune- og regionplaner. Det er de nationale, regionale eller lokale myndigheder der vedtager planen eller programmet, der har ansvaret for udarbejdelse af miljøvurderingen. [Direktiv 2001/42/EF, 2001, artikel 3 og 4].

Formålet med SMV er at påvirke og sætte rammerne for den fremtidige udvikling, hvorimod formålet med VVM er at forudsige og begrænse et projekts negative konsekvenser på miljøet [Kørnøv, 2000b, s. 6]. I EU's direktiv om miljøvurdering af bestemte planer og programmers indvirkning på miljøet er formålet blandt andet at sikre et højt miljøbeskyttelsesniveau samt at fremme bæredygtig udvikling [Direktiv 2001/42/EF, 2001, artikel 1].

En SMV bygger på fem grundprincipper: Dokumentation, procedure, væsentlighed, alternativer og offentlighedens deltagelse [Elling, 2000, s. 13]. Kravet til indholdet af en SMV er forskelligt alt efter om det drejer sig om planer og programmer eller lovforslag. Der er i EU direktivet krav om, at proceduren for miljøvurderingen skal integreres i udarbejdelsen af planer og programmer, samt at der skal være en offentlig høring. Miljøvurderingen skal indeholde følgende elementer:

- En skitsering af planens eller programmets indhold, formål og relation til andre planer og programmer
- Aspekter af den nuværende miljøindsats og dens sandsynlige udvikling hvis planen eller programmet ikke gennemføres
- Miljøforholdene i de områder der berøres af planen samt eksisterende miljøproblemer, der har relevans for planen eller programmet
- Beskrivelse af de miljøbeskyttelsesmål, der er fastlagt for planen eller programmet
- Den sandsynlige væsentlige indvirkning på miljøet, herunder biologisk mangfoldighed, befolkningen, menneskers sundhed, fauna, flora, jordbund, vand, luft, klimatiske faktorer, materielle goder, kulturarv og landskab. Samspillet mellem disse faktorer skal beskrives, herunder direkte og indirekte, kort- og langsigtede samt kumulative virkninger.
- Beskrivelse af afbødende foranstaltninger for at undgå de vurderede miljøpåvirkninger
- Skitsering af hvorfor de behandlede alternativer er medtaget i vurderingen, hvorledes vurderingen er gennemført samt hvilke mangler der er opstået under indsamlingen af de krævede oplysninger
- Beskrivelse af påtænkte foranstaltninger vedrørende overvågning
- Et ikke-teknisk resumé på grundlag af de ovenstående oplysninger

[Direktiv 2001/42/EF, 2001, bilag 1]

Princippet om dokumentation opfyldes af det forslag til en miljøvurdering, der skal i offentlig høring samt den endelige miljøvurdering af planen eller programmet. Væsentlighedskriteriet er

indarbejdet i kravene til indholdet af miljøvurderingen, idet dette skal tages i betragtning ved beskrivelse af planens eller programmets miljøpåvirkninger.

Den danske metode til miljøvurdering af lovforslag skiller sig ud fra EU direktivet ved, at der ikke er krav til principperne om offentlighed og alternativer. Desuden skal disse vurderinger kunne foretages af ikke-eksperter, det vil sige af de enkelte ressortministerier, der fremsætter lovforslagene. Af den grund er miljøvurderinger af lovforslag oftest af meget kvalitativ karakter og af begrænset omfang. Metoden til miljøvurdering af lovforslag baserer sig i høj grad på en checkliste for de forhold, der skal tages i betragtning. Denne forefindes i bilag 15a.

Kendetegnet ved både den danske model til miljøvurdering af lovforslag og EU's direktiv til strategisk miljøvurdering er, at det er meget helhedsorienterede miljøvurderingsmetoder, hvor det tilsigtes at inddrage alle væsentlige miljøpåvirkninger. Dette kan i sig selv være et udtryk for en fordel ved denne type miljøvurdering, men det har ligeledes en pris. Idet der er tale om en generel og helhedsorienteret type miljøvurdering, gives der afkald på, at man kan være sikker på, at hovedfokus ligger på det væsentligste. Dette skyldes, at der er risiko for, at mindre iøjne-faldende men væsentlige aspekter bliver overset. Samtidig findes der ingen krav til værktøjer eller mere anvendelsesorienterede metoder, som kan sikre, at indholdet bliver let at forholde sig til, samt at fokus rettes mod det væsentligste. Desuden kan strategiske miljøvurderinger være subjektive og baseret på mange antagelser.

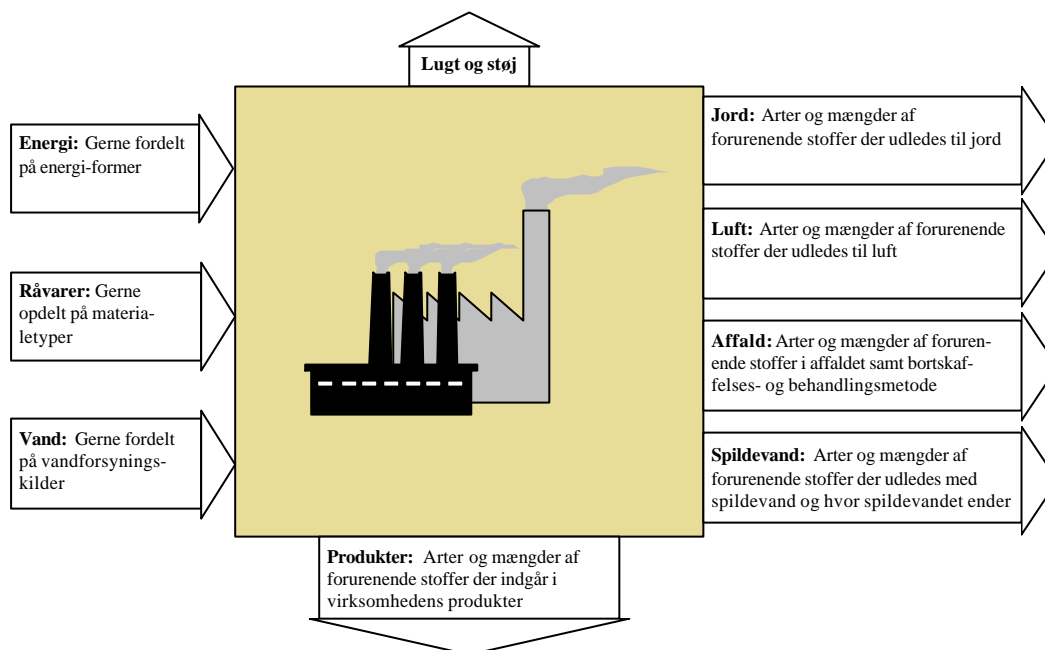
Grønne regnskaber

Grønne regnskaber benyttes hovedsageligt af virksomheder, som ifølge loven har pligt til at udarbejde en årlig redegørelse for virksomhedens miljøpræstation. De virksomheder, som er omfattet af pligten til at udarbejde grønt regnskab, fremgår af bilag til *Bekendtgørelse om visse godkendelsespligtige virksomheders pligt til udarbejdelse af grønt regnskab* [Bekendtgørelse nr. 975, 1995]. Det drejer sig generelt om fremstillingsvirksomheder med mere end 20 ansatte samt en række andre virksomheder, der anses som potentielt miljøbelastende. Eksempelvis kan dette være kraft- og varmegærker, affaldsbehandlingsanlæg og virksomheder der oparbejder animalske råvarer.

Grønne regnskaber skal ifølge bekendtgørelsen indeholde tre hovedafsnit, som er indledende oplysninger, ledelsens redegørelse og redegørelse for virksomhedens miljøpræstation. De indledende oplysninger omhandler faktuelle oplysninger om virksomheden. Disse er virksomhedsafgrænsning, beliggenhed, virksomhedens størrelse, miljøgodkendelser, hoved- og biaktiviteter samt en kort kvalitativ beskrivelse af virksomhedens ressource- og miljømæssige parametre [Miljøstyrelsen, 1996d, s. 29-31]. Ledelsens redegørelse omfatter en begrundelse for væsentligheden af de medtagne miljøoplysninger samt en beskrivelse af væsentlige afvigelser fra foregående år, inddragelse af medarbejdere i udarbejdelsen af det grønne regnskab, ar-

bejdsmiljøforhold og dokumentation for en eventuel revision af det grønne regnskab [Miljøstyrelsen, 1996d, s. 32-33].

Det centrale i et grønt regnskab er redegørelsen for virksomhedens miljøpræstation. Dette skal omfatte en redegørelse for miljøparametre vist i figur 6.a.



Figur 6.a Krav til indhold i en redegørelse for en virksomheds miljøpræstation i et grønt regnskab. Frit efter [Miljøstyrelsen, 1996d].

Den del af det grønne regnskab, der omfatter redegørelsen for miljøparametre, vist i figur 6.a benævnes også input-output vurdering. Der gøres opmærksom på, at de viste krav til indholdet af redegørelsen for en virksomheds miljøpræstation kun opfylder minimumskravet, som er beskrevet i bekendtgørelsen. Det er i høj grad op til virksomhedens ledelse at afgøre, hvor detaljeret og hvordan det grønne regnskab skal udformes. [Miljøstyrelsen, 1996d, s. 17]

Grønne regnskaber er i modsætning til strategisk miljøvurdering en relativ snævert synet tilgang til miljøvurdering, hvilket begrundes med, at der kun ses på de miljøpåvirkninger den enkelte virksomhed bidrager med. Således tages der ikke højde for, at virksomhedens forbrug af energi og råvarer kan være forbundet med store miljøpåvirkninger udenfor virksomheden. Kritikpunkterne til grønne regnskaber kan være, at der ikke er specifikke krav til udformningen af miljøvurderingen, hvorved sammenligning af virksomheders miljøeffektivitet kan være besværlig og måske ikke mulig. Desuden har grønne regnskaber den ulempe, at der kan medtages så mange aspekter, at det væsentlige kan drukne, samt er der ikke findes nogle kriterier for, hvad der skal anses som væsentligt.

Masse- og materialestrømsanalyser

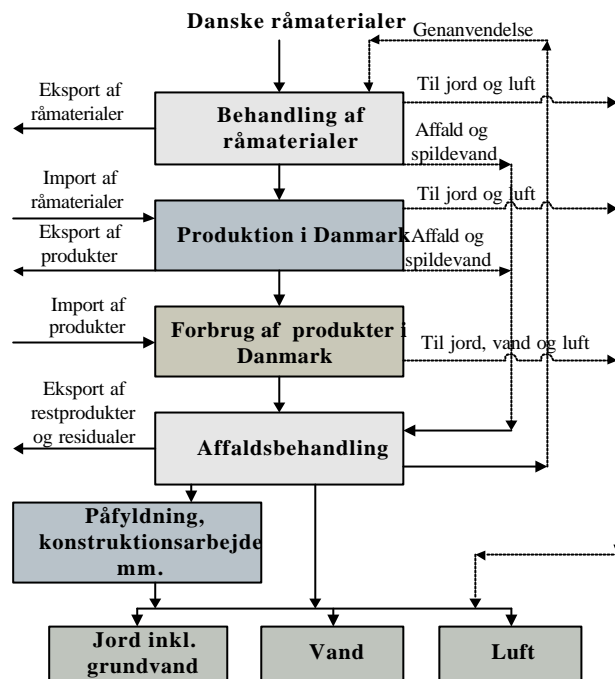
En masse- eller materialestrømsanalyse er en kortlægning af et stofs eller et materiales strøm igennem et samfund i en afgrænset tidsperiode. Betegnelsen massestrømsanalyser dækker over analyse af ét stof, mens materialestrømsanalyser er for mere komplekse materialer og industrielle produkter [Lassen et al., 2000, s. 15]. I det følgende bruges betegnelsen massestrømsanalyse, som en samlet benævnelse for de to typer analyser. Strømmen af det pågældende stof eller materiale kortlægges ved massebalancer mellem en række enhedsprocesser i samfundet. Eksempler på enhedsprocesser er råstofudvinding, produktion og forbrug. Desuden opgøres import og eksport samt spild til jord, vand, luft og affald.

Formålet med massestrømsanalyser er at give et godt overblik over strømmen af et problematisk stof i samfundet således, at det kan udgøre fundamentet for tiltag til at minimere risikoen for miljømæssige problemer i forbindelse med det pågældende stof [Lassen et al., 2000, s. 15]. Ofte kombineres resultatet af en massestrømsanalyse med en vurdering af miljø- og sundhedseffekter forbundet med det pågældende stof. Oprindeligt blev massestrømsanalyser introduceret i Miljøstyrelsen for at spore problematiske stoffer i affald, så det blev muligt at minimere disse [Lassen et al., 2000, 11]. Da massestrømsanalyser oftest bliver brugt som fundament for udarbejdelse af handlingsplaner for bestemte stoffer, er det almindeligvis de statslige myndigheder der har ansvaret for udarbejdelsen.

Krav til udarbejdelse og indhold af en massestrømsanalyse er beskrevet i Miljøstyrelsens paradigme for massestrømsanalyser [Lassen et al., 2000]. Ifølge paradigmet er en massestrømsanalyse delt op i fire faser:

1. Målsætning og systemafgrænsning
2. Systemanalyse
3. Kortlægning og modellering
4. Fortolkning og vurdering

Faserne i massestrømsanalysen skal ikke forstås som en fastlagt rækkefølge, da analysen er en iterativ proces. I den første fase fastlægges målsætningen med analysen og systemgrænsen fastsættes. Systemgrænsen udgøres af en tidsmæssig afgrænsning, som oftest er et år, og en rummelig afgrænsning, som kan udgøres af det danske samfund og det omgivende miljø opdelt i luft, jord og vand. I anden fase defineres systemet, det vil sige enhedsprocesser og de strømme der forbinder dem. Generelt opereres der med enhedsprocesserne råvare-, produktions-, forbrugs-, genanvendelses- og bortskaffelsesfase. Desuden fastlægges detaljeringsniveauet for analysen i denne fase. Resultatet af denne fase er en udspecificering af de kasser, som udgør enhedsprocesserne, samt de pile, der forbinder dem. [Lassen et al., 2000, s. 22, 32]. I figur 6.b er et generelt system optegnet for en massestrømsanalyse.



Figur 6.b Generel systemafgrænsning i en massestrømsanalyse. [Lassen et al., 2000, s. 21]

I tredje fase foretages en kortlægning af strømmene mellem enhedsprocesserne. Dette gøres ved indsamling af data og opstilling af massebalancer. De fundne værdier krydstjekkes for at kunne reducere usikkerheder, og de steder hvor systemet ikke balancerer, skal der indsamles yderligere data. I fjerde og sidste fase foretages en fortolkning, som omfatter en sammenfatning af analysens resultater og en udpegnig af de primære kilder til spild af det pågældende stof. [Lassen et al., 2000, s. 12, 23]

Det fremgår, at en massestrømsanalyse ikke i sig selv kan bruges til andet end fastlæggelse af mængden af et stof, der udledes til miljøet. Dette omfatter en identifikation af kilderne til disse mængder, samt til hvor i miljøet stoffet udledes. Når en massestrømsanalyse skal bruges som fundament til at formulere handlingsplaner for et bestemt område, suppleres de derfor ofte med en effektvurdering, hvor det vurderes, hvor problematisk den pågældende udledning til miljøet er. Kritikpunktet mod massestrømsanalyser som miljøvurderingsmetode er derfor, modsat strategisk miljøvurdering, at denne metode er meget ensidig. Dermed formår metoden ikke at beskrive andre aspekter af miljøproblemet ved det pågældende stof end hvilke udledninger, der er til miljøet. Der er ingen sikkerhed for at en beslutning om tiltag for at minimere udslippet af et givet stof, på baggrund af en massestrømsanalyse, samlet vil give en reduceret miljøbelastning. Dette skyldes, at en massestrømsanalyse ikke vil tage højde for eventuelle afledte miljøpåvirkninger af de tiltag, der gennemføres for at minimere det pågældende tab.

Livscyklusvurdering (LCA)

Livscyklusvurderinger er opstået i forbindelse med, at renere teknologi er blevet mere produktorienteret, det vil sige fokus er flyttet fra renere produktionsprocesser og miljøledelse til produkters miljøbelastning set i et livscyklusperspektiv. En livscyklusvurdering kan på nogle områder opfattes som det modsatte af en massestrømsanalyse. I en livscyklusvurdering er fokus på ét produkt og alle de stoffer, der i den forbindelse udveksles med miljøet, hvor der i massestrømsanalysen fokuseres på ét stof, som kortlægges gennem hele samfundet, det vil sige gennem alle de produkter som stoffet indgår i. Med en livscyklusvurdering skabes et overblik over et produkts samlede potentielle miljøeffekter, fordelt på et begrænset antal effekt kategorier, eksempelvis drivhuseffekt, næringssaltbelastning og toksicitet.

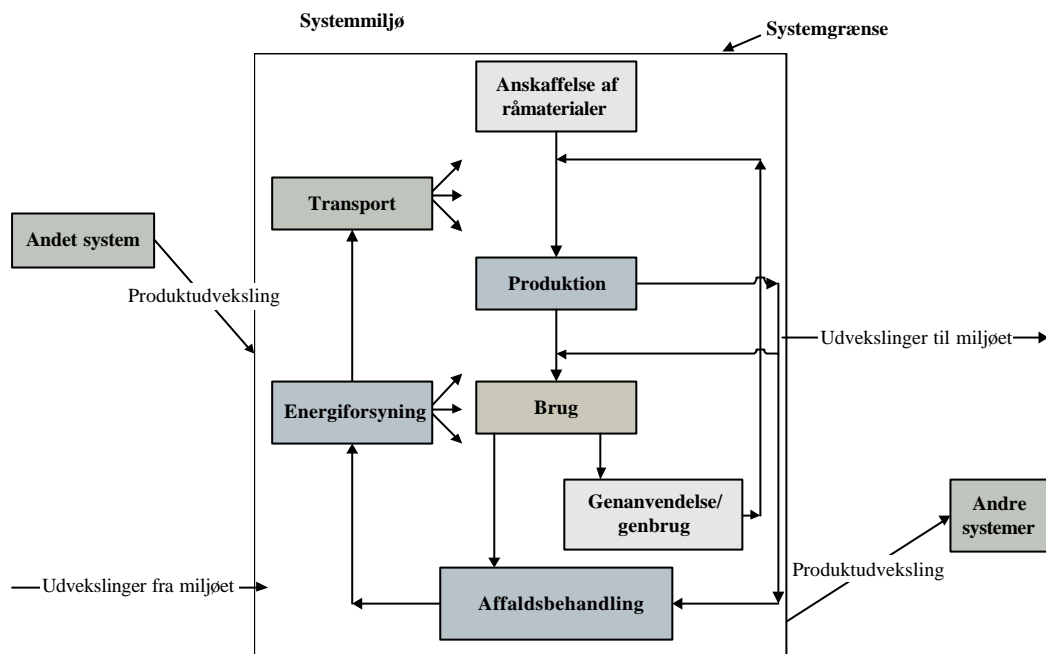
Formålet med en livscyklusvurdering er at få et overblik over hvilke potentielle miljøeffekter, der er forbundet med et produkt i hele dets livscyklus, og herudfra forsøge at reducere de potentielle miljøpåvirkninger. Det er ofte virksomheder, der bruger denne type miljøvurdering. Dog finder livscyklusvurderinger også anvendelse i offentligt regi, hvor de kan fungere som beslutningsgrundlag i planlægning og politiske spørgsmål. Et eksempel på dette er en omfattende livscyklusvurdering, der er udarbejdet i forbindelse med returflaske- og dåseproblematikken [Pommer et al., 1995a og 1995b]. Som det fremgår af kapitel 3 tager Miljøstyrelsens nye affaldsindikatorer også udgangspunkt i livscyklusvurderinger.

Den overordnede fremgangsmåde til udførelse af en livscyklusvurdering er beskrevet i ISO 14040 til 14043. Der er imidlertid udarbejdet en række mere anvendelsesfokuserede metoder og beregningsværktøjer hertil, som alle dækkes af ISO standarderne. Det drejer sig om eksempelvis Eco-indicator, UMIP, CML og EPS. UMIP er den mest anvendte metode i Norden, og den er udviklet i Danmark. Følgende beskrivelse af livscyklusvurderingsmetoden tager både udgangspunkt i ISO og UMIP. UMIP-metoden er beskrevet i [Wenzel et al., 1997] og [Hauschild, 1996]. Ifølge UMIP-metoden er der ligesom i en massestrømsanalyse fire faser i en livscyklusvurdering:

1. Formåls- og rammedefinition
2. Opgørelse af emissioner og ressourceforbrug
3. Effektivurdering af emissioner og ressourceforbrug
4. Fortolkning og konklusion

Faserne i livscyklusvurderingen skal ikke forstås som en fastlagt rækkefølge, men derimod som en iterativ proces. I første fase fastlægges formålet og den funktionelle enhed, rammer og systemgrænse defineres og datakvaliteten dokumenteres. Den funktionelle enhed er den enhed eller ydelse, som alle udvekslinger med miljøet opgøres i forhold til. Det kan eksempelvis være bortskaffelse af 1 kg glasaffald. Herved kan forskellige alternativer til opfyldelse af den funktionelle enhed vurderes, idet den funktionelle enhed udgør sammenligningsgrundlaget. Rammer og sys-

temgrænse udgør produktets livscyklus også kaldt produktsystemet. Produktsystemet består af en række enhedsprocesser, som svarer til enhedsprocesserne i en massestrømsanalyse. I figur 6.c er et generelt produktsystem vist.

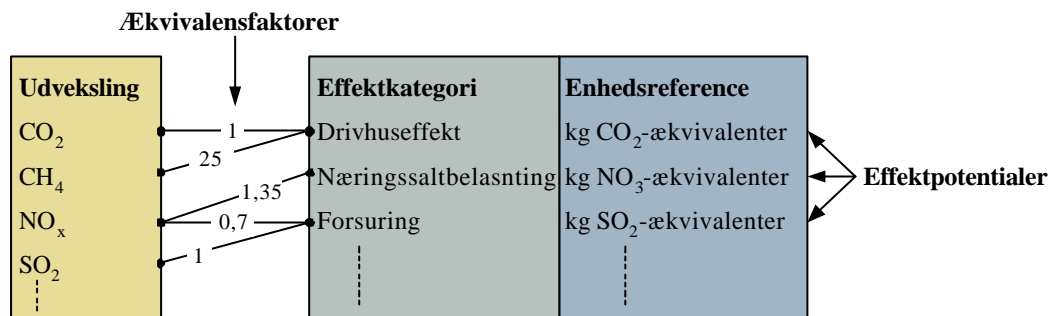


Figur 6.c Illustration af et generelt produktsystem med systemgrænse for en livscyklusvurdering. I produktsystemet er der indtegnet enhedsprocesser. Mellem produktsystemet og det omgivende miljø er der udvekslinger af produkter til og fra andre systemer samt udvekslinger til og fra miljøet. Efter [ISO 14041, 2001, s. 2].

I anden fase opgøres alle udvekslinger som er relateret til produktets livscyklus. Eksempler på udvekslinger er emission af kuldioxid og forbrug af ressourcer som eksempelvis jern og aluminium. Udvekslinger dækker over affald, emissioner til luft, jord og vand samt ressourceforbrug. Opgørelsesfasen består af dataindsamling og beregning af emissioner. Desuden foretages der allokering i de tilfælde, hvor én udveksling kan relateres til flere produkter eller ydelser. Her skal det fastlægges, hvilken andel der tillægges den funktionelle enhed. Eksempelvis er allokering aktuel når, der bruges el produceret på et kraftvarmeværk. Her skal det fastlægges hvilken del af udvekslingerne, der tillægges henholdsvis el- og varmeproduktionen.

I tredje fase gøres resultaterne fra opgørelsesfasen mulige for fortolkning, og der skabes et overblik over de samlede potentielle miljøeffekter. Først defineres det i kategorideinitionen hvilke effektkategorier, der skal medtages i livscyklusvurderingen. I UMIP opereres der med i alt 15 forskellige kategorier af miljøeffekter og 25 ressourceforbrug. Herefter foretages klassifikationen, hvor de forskellige udvekslinger relateres til effektkategorierne, dette er illustreret ved stregerne der forbinder udvekslinger og effektkategorier i figur 6.d. Eksempelvis bidrager både CO₂, CH₄ og CFC til effektkategorien drivhuseffekt. I karakteriseringen beskrives de enkelte

udvekslingers samlede bidrag til effektkategoriene i forhold til en referenceenhed. Dette kaldes for effektpotentialer. Princippet i udregning af effektpotentialer er vist i figur 6.d.



Figur 6.d Princippet i udregning af effektpotentialer. Alle de udvekslinger, der bidrager til en given effektkategori, ganges med ækvivalensfaktoren og summeres. Herved har man effektpotentialet for en effektkategori opgivet i en enhedsreference.

Med de udregnede effektpotentialer, er alle udvekslinger, der er opgjort i forbindelse med den funktionelle enhed, aggregeret til de 15 forskellige effektkategorier og de 25 kategorier af resourceforbrug. For at gøre effektpotentialerne sammenlignelige og mere fortolkbare, foretages normalisering og vægtning. Med normaliseringen sættes effektpotentialerne og resourceforbrugerne i forhold til en referencebelastning, der fungerer som en fælles målestok, når man skal afgøre hvilke effektpotentialer, der er væsentlige. Denne referencebelastning for det pågældende effektpotential er det årlige bidrag pr. indbygger i henholdsvis verden for globale effekter og Danmark for regionale og lokale effekter. Hermed kan det ses hvor stor en andel af en gennemsnitsborgers årlige bidrag til en effektkategori, der udgøres af det pågældende produkt. Med vægtning tillægges de normaliserede effektpotentialer en vægtningsfaktor, som udtrykker, hvor alvorlige de er. Herved kan miljøeffekterne sammenlignes indbyrdes, og eventuelt stables, så alle de vægtede effektpotentialer lægges sammen til én miljøscore for det pågældende produkt. Dette frarådes dog i UMIP-metoden, fordi samtlige usikkerheder og antagelser i hele opgørelsen samt i bestemmelsen af karakteriseringsfaktorer derved lægges sammen. Normaliseringen siger noget om størrelsen af det pågældende bidrag, mens vægtningen siger, hvor alvorlig bidraget er. [Hauschild, 1996, s. 635-639]

I fjerde fase fortolkes livscyklusvurderingens resultater. De væsentligste miljøeffekter og kilder hertil fastlægges. For at give livscyklusvurderingen pålidelighed foretages en evaluering, hvor data og antagelser undersøges med hensyn til fuldstændighed, følsomhed og konsistens. Slutelig konkluderes der på resultaterne og der gives eventuelt anbefalinger til målgruppen.

Et kritikpunkt mod livscyklusvurderingsmetoden er, modsat strategisk miljøvurdering, at der opereres med et begrænset antal indikatorer på miljøeffekter og resourceforbrug. Eksempler på udvekslinger der ikke er medtaget i UMIP-metoden er forbrug af fornyelige ressourcer, eksem-

pelvis arealforbrug, træ og vand, samt udledning af BOD. Disse udvekslinger vil, eksempelvis i forbindelse med en mere helhedsorienteret miljøvurdering af papir, kunne vurderes som værende nogle af de væsentligste. Et andet kritikpunkt er at der i forbindelse med opførelsesfasen foretages en lang række antagelser, som kan have væsentlig indflydelse på det samlede resultat af livscyklusvurderingen. Normaliseringen af effektpotentialerne kan kritiseres for, at jo større baggrundsforureningen i samfundet er, jo mindre væsentlig vil miljøeffekterne fra det vurderede produkt fremstå. Desuden kan det diskuteres hvorvidt en vægtning i forhold til politiske målsætninger giver mening, altså at man direkte kan sammenligne væsentligheden af et produkts bidrag til drivhuseffekt og næringssaltbelastning.

Samfundsøkonomiske vurderinger

De tidligere beskrevne miljøvurderingsmetoder har alle haft det karakteristika, at det stort set udelukkende er de miljømæssige konsekvenser, der vurderes. Med samfundsøkonomiske vurderinger eller økonomiske konsekvensberegninger på miljøområdet tilsigtes det at belyse konsekvenserne ved et givent tiltag på miljøområdet for hele samfundet. Der findes en lang række metoder til samfundsøkonomiske konsekvensberegninger, eksempelvis cost-benefit, cost-effectiveness, avoided costs, kasseanalyse og driftsøkonomisk analyse. I dette afsnit begrænses beskrivelsen af samfundsøkonomiske konsekvensberegninger til at omfatte cost-benefit og cost-effectiveness analyser. Grunden til at disse udvælges er, at det er de mest anvendte metoder, samt at de begge vil kunne anvendes på affaldshierarkiet.

Fælles for alle samfundsøkonomiske konsekvensberegninger er, at der tages udgangspunkt i mindst to alternativer, og at resultatet af analysen viser nogle økonomiske konsekvenser ved at vælge det ene alternativ frem for det andet. Det ene alternativ kan være et såkaldt 0-alternativ, det vil sige alternativet består i ikke at foretage sig noget. 0-alternativet betyder ikke at der sammenlignes med situationen i dag, men at der fremskrives til en given tidsperiodes udløb. Økonomiske konsekvensberegninger bruges typisk som beslutningsgrundlag til politiske beslutninger, det vil sige det oftest er statslige myndigheder, der har ansvaret for udarbejdelse for sådanne analyser. Formålet med økonomiske konsekvensberegninger er, at kunne pege på hvilket alternativ der er at foretrække, og om et tiltag skal gennemføres eller ej. [Udsen, 1987, s. 16-19]

Cost-benefit analyser: Cost-benefit analyser er karakteriseret ved, at de har til formål ”... at kunne måle og vurdere et givent projekts velfærdsmæssige konsekvenser for individerne i samfundet, set under ét” [Udsen, 1987, s. 71]. Cost-benefit analyser tager udgangspunkt i velfærdsoekonomisk teori, hvor velfærdsændringer bygger på individets subjektive opfattelse af, hvad det givne projekt vil betyde for vedkommendes velfærd målt i penge.

Selve analysen går ud på at værdisætte alle tænkelige konsekvenser ved et projekt i enheden penge. Hvis resultatet er positivt, bør projektet ifølge cost-benefit analysen gennemføres, og er

det negativt, bør det ikke gennemføres [Udsen, 1987, s. 29]. Der findes både *costs* og *benefits*, der er markedsprissatte og ikke markedsprissatte. Værdisætningen af konsekvenser foretages ud fra *betalingsviljen*. Betalingsviljen er defineret som "... *det beløb, man må fratække en persons indkomst, for at han eller hun skal være lige så godt stillet efter en ændring i priser og indkomst, som han eller hun var i udgangssituationen*" [Udsen, 1987, s. 76]. Markedsprissatte goder som eksempelvis finansiering af et kraftværk fastsættes efter efterspørgselskurver. De ikke markedsprissatte goder kan ikke fastsættes efter ovenstående metode, idet der ikke findes undersøgelser af markedsprisen for eksempelvis løvfrøer på den eng, hvor en motorvej skal anlægges. Derfor skal værdien af løvfrøerne fastsættes på en anden måde. Dette kan både gøres direkte og indirekte. Den direkte metode består i, at et antal respondenter spørges, hvad de vil betale for en given ændring i godet. Den indirekte metode værdisætter det pågældende gode ud fra individers handling, og ikke hvad de siger. Et eksempel er, at prisfastsætte et naturområde ud fra den pris folk bruger på at transportere sig til området. Herved forudsættes det, at naturområdet mindst har den værdi for individet, som vedkommende bruger på at komme dertil. [Udsen, 1987, s. 78-87]

Cost-benefit analyser kan kritiseres for, at væsentligheden af et miljøproblem er subjektivt fastsat og direkte sammenlignes med økonomiske påvirkninger. Desuden er fastsættelsen af værdien af miljøpåvirkninger ikke konsistent, for hvordan bliver man enige om, hvordan tabet af et ynglende storkepar i Danmark skal værdisættes? Det kan derfor diskuteres, hvorvidt det overhovedet giver mening at værdisætte miljøproblemer og siden hen sammenligne disse tal med finansielle omkostninger. Herudover er det meget ressourcekrævende at prisfastsætte miljøpåvirkninger. Dette medfører, at det ofte kun et begrænset antal miljøforhold, der medtages i vurderingerne, hvilket indebærer, at de miljømæssige forhold kan blive underbetonet i forhold til de finansielle forhold. Et eksempel herpå fremgår af gennemgangen af cost-benefit analysen af affaldshierarkiet i kapitel 5. I en vejledning i samfundsøkonomisk projektvurdering udgivet af Finansministeriet fremgår det, at forudsætningen om, at der kan tillægges beregningspriser til både *costs* og *benefits* i en cost-benefit analyse normalt ikke holder indenfor blandt andet miljøsektoren [Finansministeriet, 1990, s. 77]. I en publikation udgivet i samarbejde med Nordisk Ministerråd påpeges det af samme årsag, at cost-benefit analyser ikke kan anvendes som en meningsfuld og konsistent miljøvurderingsmetode [Udsen, 1987, s. 88]. Et andet problem ved cost-benefit analyser er, at cost-benefit analyser på den ene side siger, hvad der *kan betale sig* for samfundet, og på den anden side ikke tager højde for politiske målsætninger [Lund, 1992, s. 3-5]. Fordelen ved en cost-benefit analyse er, at resultatet, nemlig én værdi i enheden penge for hvert alternativ, er meget let at forholde sig til.

Cost-effectiveness analyser: Cost-effectiveness analyser tager højde for, at det ofte ikke er muligt at vurdere værdien af fordelene ved et projekt, der eksempelvis medfører et renere miljø. I denne type analyser vurderes konsekvenserne i aktuelle enheder, eksempelvis tons kuldioxid

der udledes, mens omkostningerne ved projektet opgøres i penge. Cost-effectiveness analyser kan have to forskellige målsætninger. Den ene målsætning er omkostminimering, det vil sige, at et givent mål skal nås ved de laveste omkostninger. Den anden målsætning er gevinstmaksimering, som er at optimere gevinsten ved en given bevilling, eksempelvis *mest miljø for penge*. Dermed er det ikke nødvendigt at fastslå betalingsviljen og værdien af eksempelvis miljøforbedringer som i cost-benefit analyser. Cost-effectiveness analyser kan imidlertid kun bruges til at vurdere projekter, der medfører den samme type resultater, og der bør normalt kun være et dominerende resultat, da metoden ikke kan vurdere om eksempelvis mindske udledning af kuldioxid er bedre end mange vindmøller der skæmmer landskabet. Herved adskiller cost-effectiveness analysen sig fra cost-benefit analysen, idet der ikke tages udgangspunkt i alle mulige alternativer, men kun i én konkret målsætning. Således er cost-effectiveness analyser kun velegnet til at vurdere projekter, der løser samme konkrete problemstilling. [Udsen, 1987, s. 105; Finansministeriet, 1990, s. 77-78]

Et kritikpunkt mod cost-effectiveness analyser kan være at de kun kan bruges på relativt afgrænsede problemstillinger, og at det er svært at håndtere hvis nogle af alternativerne har *sideeffekter*.

6.2 Valg af miljøvurderingsmetoder

Det fremgår af beskrivelsen af de forskellige miljøvurderingsmetoder, at der er stor forskel på disse. Speciel markant er forskellen på, i hvilken grad metoderne er helhedsorienterede. Med helhedsorienteret forstås i denne sammenhæng, hvor stor en del af miljøpåvirkningerne, der kan belyses med miljøvurderingen. De former for miljøvurdering der er mindst helhedsorienterede er massestrømsanalyse og grønne regnskaber. Der opereres med et begrænset antal udledninger til miljøet for begge disse metoder, og desuden er grønne regnskaber ikke livscyklusorienterede. I den anden ende af skalaen er de samfundsøkonomiske vurderinger og strategisk miljøvurdering, som søger at inddrage alle aspekter, og dermed ikke kun miljøaspekter. Prisen herfor er imidlertid ofte, at det er svært at forholde sig til de mange informationer, og til hvad der er væsentligt. Midt på denne skala for hvor helhedsorienterede miljøvurderingsmetoderne er, ligger livscyklusvurderingen, hvor der vurderes i et livscyklusperspektiv. Dog er der et forudbestemt begrænset antal effektkategorier, som alle de identificerede udvekslinger skal aggregeres til. Dermed kan specielle forhold, som eksempelvis arealforbrug, der falder udenfor de fastlagte kategorier, ikke vurderes i livscyklusmetoden. Herudover vurderes ikke andet end miljøspekter, og dermed ikke eksempelvis kulturelle forhold som i en strategisk miljøvurdering.

Ovenstående rejser et interessant spørgsmål: *Hvilken betydning har det for udfaldet af en miljøvurdering, at der enten miljøvurderes efter et helhedsorienteret princip eller på den anden side efter et reduceret udvalg af miljøindikatorer som til gengæld går mere i dybden og er nemmere at forholde sig til?* For dels at belyse dette spørgsmål, samt at give et bredt billede af

de miljømæssige konsekvenser ved affaldshierarkiet vælges det at angribe problemstillingen med flere forskellige metoder til miljøvurdering. Desuden er det interessant, at belyse hvorledes de forskellige miljøvurderingsmetoder tager højde for ulemperne og kritikpunkterne ved de andre.

Alle metoderne beskrevet i dette kapitel vil kunne anvendes til at miljøvurdere affaldshierarkiet. Dog fravælges cost-benefit analysen dels på grund af, at det som tidligere beskrevet kan sættes spørgsmålstegn ved, hvorvidt cost-benefit analyser kan levere et meningsfuldt og konsistent resultat ved vurdering af miljøforhold, og dels på grund af, at projektgruppen har et ønske om at belyse de miljømæssige forhold ved affaldshierarkiet frem for folks vilje til at betale for miljøet. Desuden fravælges cost-effectiveness analysen. Dette begrundes dels med, at området er så komplekst, at det vil være for besværligt at håndtere sideeffekter, og dels at det er de faktiske miljøforhold og ikke prisen for reduktion i miljøpåvirkninger, der ønskes vurderet.

Massestrømsanalyse som grundlag for miljøvurderinger: Projektgruppen mener ikke, det vil være meningsfuldt at benytte en massestrømsanalyse som en selvstændig miljøvurderingsmetode, idet der kun vil blive fokuseret på tab af affald, og ikke de reelle miljøpåvirkninger relateret hertil. Derimod vil massestrømsanalysen blive brugt som fundament til at foretage en række miljøvurderinger af affaldshierarkiet, således vil der blive udarbejdet en massestrømsanalyse for udgangssituationen og for en række scenarier, der belyser forskellige trin i affaldshierarkiet. Herefter vil der blive foretaget både en strategisk miljøvurdering, en input-output vurdering samt en livscyklusvurdering af affaldshierarkiet. Hermed belyses affaldshierarkiet med miljøvurderinger med forskellig grad af helhedsbetragtning samt fortolkbarhed.

To strategiske miljøvurderinger: Massestrømsanalysen og de resterende data, som alle miljøvurderingerne skal udføres på grundlag af, vil være mere konkret og detaljeret end det normalt er tilfældet, når der foretages strategiske miljøvurderinger. En strategisk miljøvurdering er udviklet til, at vurdere mere abstrakte forhold. Derfor kan man stille sig det spørgsmål, om det vil være en reel strategisk miljøvurdering, hvis den udføres på det samme grundlag, som livscyklusvurderingen og input-output vurderingen. For at undersøge denne problematik, vælges det at gennemføre to strategiske miljøvurderinger af affaldshierarkiet. Den ene udføres før udarbejdelsen af massestrømsanalysen og kortlægningen af miljøforhold knyttet til massestrømmene. I denne strategiske miljøvurdering tages der udgangspunkt i at miljøvurdere målsætningerne i Affald 21 ud fra den tjekliste, der findes til strategisk miljøvurdering af lovforslag, se bilag 15a. Denne miljøvurdering gennemføres som en kvalitativ vurdering, som er funderet i den generelle baggrundsviden, projektgruppen har tilegnet sig om affaldsområdet, før kortlægningen af massestrømme og miljøforhold udføres. Den anden strategiske miljøvurdering udarbejdes efter, at denne kortlægning er foretaget, det vil sige på samme konkrete og detaljerede grundlag, som

livscyklusvurderingen og input-output vurderingen. Desuden vil denne strategiske miljøvurdering blive udført med udgangspunkt i EU's direktiv om strategisk miljøvurdering.

Input-output vurdering i et *vugge til grav* perspektiv: Et af kritikpunkterne til input-output vurderingen er, at de ikke er helhedsorienterede. De udarbejdes oftest på virksomhedsniveau, og derfor siger input-output vurderingerne kun noget om den pågældende virksomheds bidrag til et produkts eller en ydelses miljøpåvirkning. Denne input-output vurdering foretages imidlertid på grundlag af en massestrømsanalyse, og herved bliver grundlaget for input-output vurderingen mere helhedsorienteret end det normalt er tilfældet. Dette bevirker at input-output vurderingen kommer til at ligne opgørelsesfasen i livscyklusvurderingen, og man kan spørge sig selv, om det overhovedet er interessant at medtage input-output vurderingen i undersøgelsen af affaldshierarkiet. Projektgruppen mener imidlertid, at det *er* interessant at medtage denne type miljøvurdering. Dette begrundes med, at det ønskes belyst, om de væsentlige miljøpåvirkninger drukner, når mange forhold medtages, uden at der samtidig benyttes en metode til at skabe et nemmere fortolkbart resultat. Det ønskes derfor at vurdere, hvor meget en opgørelse af rådata, som er præsenteret jævnfør input-output vurderingsmetoden kan sige om affaldshierarkiet.

Livscyklusvurderingen baseres på en massestrømsanalyse: Den tredje type miljøvurdering der anvendes til vurdering af affaldshierarkiets hensigtsmæssighed er en livscyklusvurdering. Som nævnt ovenfor vil input-output vurderingen i høj grad ligne opgørelsesfasen i livscyklusvurderingen. Dog vil datagrundlaget til livscyklusvurderingen være væsentligt mere omfangsrigt, idet livscyklusvurderingen udføres i softwareprogrammet SimaPro, som trækker på en række databaser, som gør, at der her medtages en lang række udvekslinger, som ikke kan identificeres i input-output vurderingen. Livscyklusvurderingen skiller sig ud fra en traditionel livscyklusvurdering på den måde, at det ikke er et enkelt produkt, men derimod en hel massestrøm, der miljøvurderes.



Danmarks affaldssystem

Del 3

Før affaldshierarkiet miljøvurderes, er det nødvendigt at forstå, hvorledes affaldspolitik og -forvaltning samt affaldshåndtering fungerer i Danmark. I denne tredje del af rapporten beskrives disse forhold, og der udvælges tre affaldsfraktioner, som indgår som cases i de videre analyser.

I kapitel 7 belyses hvordan den danske affaldspolitik og -forvaltning fungerer, det vil sige, at de involverede aktører beskrives, samt at mål og midler i forbindelse med affald i Danmark præsenteres. I Kapitel 8 defineres affald, og det forklares hvilke typer og mængder af affald, der genereres i Danmark. Desuden beskrives de væsentligste affaldsbehandlingsmåder i Danmark. På baggrund af en række opstillede kriterier, udvælges der i kapitel 9 tre affaldsfraktioner, som miljøvurderes i den videre undersøgelse. Disse tre affaldsfraktioner kommer dermed til at fungere som cases i undersøgelsen af affaldshierarkiets miljømæssige hensigtsmæssighed.

7 Affaldspolitik og -forvaltning

I dette kapitel beskrives det, hvordan den danske affaldspolitik og -forvaltning fungerer. Ansvarsfordeling, mål og midler beskrives for de væsentligste institutioner på affaldsområdet. Disse udgøres af EU som lægger de overordnede rammer for affaldshåndteringen, den danske stat, som står for den nationale affaldsplanlægning, samt amterne der har en begrænset rolle i forhold til affald, og kommunerne, der har ansvaret for håndteringen af det affald, som borgere og virksomheder genererer.

7.1 EU

EU-regulering lægger de overordnede rammer og principper for affaldshåndteringen og affaldspolitikken i Danmark og de øvrige EU-lande, mens organiseringen af affaldssystemet og indarbejdelsen af EU-reglerne i de enkelte medlemslandes lovgivning er et nationalt anliggende. Tilblivelsen af EU's affaldsstrategier og lovgivning sker i et samarbejde mellem EU's institutioner og medlemslandene. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 72-74]

EU's væsentligste retsakt om affald er rammedirektivet om affald, som stammer fra 1975, og er siden ændret i 1991 og 1996. Affaldsrammedirektivet fastlægger de grundlæggende begreber på affaldsområdet. Direktivet indeholder ikke nogen konkrete mål, men fastslår principperne for en miljømæssig forsvarlig håndtering af affald. Allerede i direktivet fra 1975 blev der lagt vægt på forebyggelse, genanvendelse og energiudnyttelse, og ved ændringen i 1991 blev affaldsbehandlingsmetoderne prioriteret i overensstemmelse med affaldshierarkiet. At denne prioritering blev fastlagt skyldes ifølge Lone Lykke Nielsen fra Miljøstyrelsen, at blandt andet Danmark lagde vægt på, at genanvendelse er bedre end forbrænding [Nielsen, 2002]. Håndteringen skal ifølge direktivet desuden bygge på den bedste teknologi til rådighed, som ikke medfører uforholdsmæssige store omkostninger. De vigtigste midler direktivet er, at medlemslandene skal udpege kompetente myndigheder, som skal gennemføre direktivets bestemmelser, og at der skal udarbejdes planer for, hvorledes landets affald skal håndteres. Desuden er det bestemt, at alle anlæg, der bortskaffer affald, skal indhente en tilladelse fra den lokale myndighed, samt at disse anlæg skal registrere alt affald. Slutteligt skal alle medlemslande hvert tredje år afrapportere til Kommissionen, hvordan det går med at gennemføre direktivet. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s.72-74; Rådets direktiv 75/442/EØF, 1975, Artikel 3 og 4; Rådets direktiv 91/156/EØF, 1991, Artikel 3]

7.2 Den danske stat

Danmark har implementeret EU's affaldsdirektiv i den danske lovgivning igennem blandt andet Miljøbeskyttelsesloven og Affaldsbekendtgørelsen. Desuden har den danske regering i 1999 udgivet en national affaldsplan: Affald 21, som dækker perioden 1998-2004. Hensigten med Affald 21 er, at opfylde de krav EU-lovgivningen stiller til medlemslandene om, at de skal

udarbejde planer for håndtering af affald. Desuden har den danske stat udpeget de myndigheder der har ansvaret for affaldshåndteringen. I Danmark varetages udarbejdelse af miljølovforslag og miljøplaner samt administration af de fleste miljølove og miljøplaner af Miljøstyrelsen. Ansvaret for affaldsområdet er fordelt på to kontorer i Miljøstyrelsen. Regulering af affald inden for erhvervssektoren bliver varetaget af Erhvervsaffaldskontoret, som blandt andet også tager sig af affaldsafgiften. Husholdningsaffaldskontoret har ansvaret for at regulere affald fra husholdningerne og for at administrere affaldsbekendtgørelsen. Kontoret har desuden en række andre ansvarsområder såsom brændbart affald, lossepladser, affaldsplanlægning og tilskudsprogrammet for renere produkter. Det er bemærkelsesværdigt, at der herudover findes et særskilt kontor for renere produkter, idet den forebyggende indsats, som jo er øverst placeret i affaldshierarkiet, dermed ikke er integreret med den øvrige forvaltning af affald. [Miljøministeriet, 2002; Miljøstyrelsen, 2002b]

I det følgende beskrives mål og midler i Affald 21.

Mål og indsatsområder i Affald 21

I Affald 21 fremføres det, at udfordringen fremover er at begrænse tabet af de ressourcer, som affaldet indeholder mest muligt. Affald 21 indeholder i modsætning til EU-direktivet konkrete mål.

Det overordnede mål er at løse følgende udfordringer:

- ” • *øge kvaliteten i affaldsbehandlingen, dvs.*
 - *reducere miljøbelastningen fra de miljøbelastende stoffer i affaldet*
 - *udnytte ressourcerne i affaldet bedre. Vi skal i første omgang satse på at udnytte materialerne, dernæst energiindholdet i affaldet*
- *stabilisere de samlede affaldsmængder*”

[Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 10]

Målsætningen i forhold til affaldshierarkiet er, at der i år 2004 skal være:

- 64% genanvendelse, svarende til stigning på 1%-point i forhold til 1997
- 24% forbrænding, svarende til stigning på 4%-point i forhold til 1997
- 12% deponering, svarende til et fald på 4%-point i forhold til 1997

[Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 18-19]

Ovenstående mål forudsætter at en række delmålsætninger for de enkelte sektorer, hvilket er vist i figur 7.a.

Affaldskilde	Mål 2004	Niveau i 1997
Husholdninger	30% genanvendelse for dagrenovation	15%
	25% genanvendelse for storskrald	17%
Institutioner, handel og kontor	50% genanvendelse	38%
Industrien	65% genanvendelse	58%
Byggeri og anlæg	90% genanvendelse	92%
Rensningsanlæg	50% genanvendelse	70%
Restprodukter fra kulkraftværker	90% genanvendelse	73%
Restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg	70% genanvendelse	77%
Total	64% genanvendelse	63%

Figur 7.a Målsætninger for genanvendelse for de enkelte sektorer [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 21-22].

Det bemærkes, at den samlede målsætning for genanvendelse kun hæves med 1%-point, hvilket dog svarer til at 270.000 tons affald flyttes fra deponering og forbrænding. Den lave forøgelse af genanvendelse skal ses i lyset af, at en stor del af det affald, der genanvendes på nuværende tidspunkt, er byggeaffald og andet affald, som udgør en stor del af de samlede affaldsmængder. De fraktioner som i Affald 21 er udpeget til fokusområder, hvor genanvendelsen skal øges, er de affaldsfraktioner, der indeholder miljøbelastende stoffer, men som kun udgør en mindre andel af de samlede affaldsmængder. En anden grund til at den samlede genanvendelse ikke planlægges øget mere er, at målet for genanvendelse af affald fra rensningsanlæg falder med 20% i forhold til det opnåede resultat i 1997. Det skyldes, at der i 1997 blev indført en række krav til indholdet af visse organiske og kemiske stoffer i slam fra rensningsanlæg. Herved kan slam ikke i samme omfang som tidligere udbringes på landjord og dermed genanvendes. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 19, 126-129, 152-153]

I Affald 21 er der udpeget en række indsatsområder for, hvorledes affald skal behandles således, at behandlingen af Danmarks affald bliver løftet op i affaldshierarkiet. Disse er beskrevet i det følgende.

Øget affaldssortering: Affald 21 angiver, at efterhånden som affaldsbehandlingsprocesser udvikles, skal affaldet sorteres i flere fraktioner således, at genanvendelse kan øges, og problemerne med de miljøbelastende stoffer derved kan blive løst. Eksempelvis skal sorteringen af organisk affald, papir, PVC, imprægneret træ og elektriske produkter udbygges. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 11-13]

Større fokus på miljørigtige produkter: Der skal sættes større fokus på miljørigtige produkter således, at der blandt andet allerede i designfasen tages højde for, at produkterne kan genanvendes mest muligt og får en længere levetid. Desuden skal indholdet af problematiske stoffer reduceres. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 13]

Virksomhedsaffald skal behandles bedre: Det fremgår af Affald 21, at virksomhederne skal være mere opmærksomme på deres affaldsproduktion. Affaldsgenerering, affaldets sammensætning og sorteringsmuligheder skal være vigtige parametre i grønne regnskaber, miljøgodkendelser og miljøstyring. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 13-14]

Kvaliteten i affaldsbehandlingen skal øges: Ressourcerne i affaldet skal udnyttes bedst muligt. Der skal indføres en certificeringsordning, hvor behandlingsanlæg skal dokumentere, at de oparbejder affaldet på en miljørigtig måde. Eksempelvis skal elektronisk affald, bly og cadmium fra batterier samt krom og arsen fra imprægneret træ genanvendes eller fjernes fra affaldet. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 14, 20]

Affaldsforebyggelse: Det fremgår af Affald 21, at mængden af affald i Danmark skal reduceres. Dette skal opnås ved at gennemgå de enkelte sektorer og fraktioner for derigennem at fastlægge de faktorer, der styrer affaldsdannelsen. Eksempelvis vil en omlægning af energisystemet i Danmark medføre mindre aske og mindre slagter fra kulfyrede kraftvarmeværker. Miljøstyring og renere produkter skal hjælpe med at begrænse mængden af virksomhedernes affald. Der anføres imidlertid ikke nogle konkrete indsatsområder i Affald 21 for forebyggelsesindsatsen, selvom forebyggelse er affaldshierarkiets øverste trin. I Affald 21 fremføres kun forsigtige formuleringer såsom, at det er et fælles ansvar at mindske affaldsmængderne, samt at der skal arbejdes på at mindske affaldet. Der skal blandt andet iværksættes informationskampanjer om forbrugsvaner, som skal bidrage til affaldsmængden nedsættes. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 15-16]

Virkemidler i affald 21

Det pointeres i Affald 21, at de opsatte mål kun kan nås ved, at borgere og virksomheder deltager aktivt. Det anføres endvidere, at affaldshåndteringen i Danmark skal forbedres miljømæssigt, og at der er behov for nye affaldsløsninger. Disse løsninger skal tage udgangspunkt i affaldshierarkiet, eksempelvis skal der flyttes affald fra forbrænding til genanvendelse. Dog skal de miljø-, energi- og ressourcemæssige samt økonomiske forhold afvejes, hvilket kan betyde at behandlingshierarkiet ikke følges slavisk. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 5, 9-10]

Den danske affaldspolitik fungerer ved en kombination af administrativ regulering (love, bekendtgørelser og cirkulærer) samt en række andre virkemidler som eksempelvis afgifter, gebyrer, tilskudsordninger og aftaler. Disse virkemidler beskrives i det følgende.

Administrative virkemidler: Miljøbeskyttelsesloven og Affaldsbekendtgørelsen fastslår, at det er kommunerne, der har ansvaret for affaldshåndtering af det affald, der bliver genereret indenfor kommunegrænsen. Lovgrundlaget indeholder en række bestemmelser, som kommunerne er forpligtede til at leve op til [Bekendtgørelse nr. 619, 2000; Lovbekendtgørelse nr. 753, 2001]. Disse bestemmelser er uddybet i afsnittet 7.4 om kommuner.

Øvrige virkemidler: Afgifter er et af de virkemidler der bruges flittigt på affaldsområdet. Der findes en række afgifter, som skal øge incitamentet til at nedbringe affaldsmængden, eksempelvis har der siden 1978 været afgift på emballage til de fleste drikkevarer. Disse afgifter er siden blevet suppleret med afgifter på en lang række andre emballager. Det er hensigten, at afgifterne skal afspejle de miljøbelastninger, som emballagen medfører, derfor benyttes der livscyklusvurderinger til fastsættelse af afgiftsstørrelserne. Der er desuden en række afgifter, som er rettet mod specifikke produkter, som medfører relative store miljøbelastninger, eksempelvis nikkell-cadmium batterier. Herudover bliver der flere og flere specifikke gebyrer, som skal finansiere tilbagetagningsordninger for særlige affaldsfraktioner, eksempelvis dæk og blyakkumulatorer.

I 1987 blev der desuden ved lov om afgifter på affald og råstoffer indført generelle afgifter på bortskaffelse af affald. Afgifterne er på nuværende tidspunkt udformet således, at der er størst afgift på affald der deponeres, mindre afgift på affald der forbrændes, og ingen afgift på affald der genanvendes. Formålet er at øge incitamentet til at følge affaldshierarkiet. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 66-69]

Frivillige aftaler er også et meget benyttet virkemiddel. Den danske stat har indgået aftaler med diverse brancheforeninger, kommuner og andre store organisationer om forskellige tiltag, eksempelvis genbruger mange brancher deres transportemballage, og blyakkumulatorer indsamles. Desuden støtter staten forskellige former for programmer og projekter, som fremmer renere produkter og genanvendelse, eksempelvis pilotprojekter der udvikler bortskaffelsesmetoder for imprægneret træ. Der kan ligeledes gives tilskud til affaldsbehandlingsprojekter, som ved hjælp af udvikling, information eller på anden måde er spydspids for bedre måder at behandle affald på. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 66-69]

7.3 Amter

Amterne spiller en begrænset rolle i det danske affaldsforvaltning. Amterne har ansvaret for at lave regionplaner samt en række andre ansvar i relation til affald, herunder grundvandsbeskyttelse. Disse opgaver betyder, at amterne i deres planlægning skal tage højde for, at der skal udpeges areal til lossepladser og andre anlæg til bortskaffelse af affald. Desuden er det amterne, der skal give miljøgodkendelser og føre tilsyn med affaldsbehandlingsanlæg og lossepladser samt give VVM-godkendelser i forbindelse med affaldsbehandlingsanlæg. [Bekendtgørelse nr. 619, 2000; Lovbekendtgørelse nr. 753, 2001]

7.4 Kommuner

Kommunerne har en stor grad af selvstyre, men de er også underlagt en række nationale love, som de skal overholde. Dette gør, at kommunerne kun har en begrænset handlefrihed.

Forpligtigelser og mål

De enkelte kommuner har ansvaret for håndteringen af det affald, der bliver genereret indenfor kommunegrænsen. Herudover har de ifølge Miljøbeskyttelsesloven og Affaldsbekendtgørelsen en række forpligtigelser. De er blandt andet forpligtet til at udarbejde en kortsigtet 4-årig og en langsigtet 12-årig affaldsplan for kommunen hvert fjerde år. I disse planer, som skal i offentlig høring, skal der opstilles mål for affaldshåndteringen, målene skal være i overensstemmelse med den nationale affaldsplanlægning. Det betyder, at kommunerne kun har begrænset handlefrihed. Kommunerne skal iværksætte anvisningsordninger eller indsamlingsordninger, der sikrer, at affald frembragt i kommunen håndteres miljømæssigt forsvarligt. Desuden skal de indsamle dagrenovation i bebyggelser, hvor der er mere end 1000 indbyggere, samt farligt affald, papir, glas og en række andre genanvendelige affaldsfraktioner. [Bekendtgørelse nr. 619, 2000]

Det er værd at bemærke, at der i Affaldsbekendtgørelsen ikke er krav til kommunerne om, at de skal foretage sig noget i forhold til fraktionerne: Elektriske produkter, organisk affald og batterier, selvom disse fraktioner også er udnævnt som indsatsområder i Affald 21. Ligeledes er det bemærkelsesværdigt, at der heller ikke er lagt op til, at kommunerne skal være aktive i at minimere affaldsmængderne og de har ingen lovbestemte virkemidler hertil [Bekendtgørelse nr. 619, 2000]. Således er det reelt kun de tre nederste trin i affaldshierarkiet der prioriteres mellem.

Det er også kommunernes ansvar at udarbejde affaldsregulativer, som i detaljer beskriver de ordninger, der er etableret i kommunen. Disse affaldsregulativer skal sikre, at Affaldsbekendtgørelsen, og dermed i stor udstrækning affaldshierarkiet, efterleves. Affaldsregulativerne skal fastsætte affaldsordningernes omfang, og skal for indsamling af dagrenovation fastsætte en række forskrifter for affaldsbeholdere og sortering af affald. For anvisningsordninger skal kommunalbestyrelsen endvidere fastsætte forskrifter om ordningernes omfang samt håndtering af genanvendeligt, forbrændingseget og andet affald. [Bekendtgørelse nr. 619, 2000, §§21, 23 og 26]

Kommunerne har ansvaret for at indsamle og registrere oplysninger om affaldsmængder og affaldsbehandlingsanlæg, og det er kommunerne, der træffer afgørelser i henhold til loven om klassificering af affald. Desuden skal kommunerne føre tilsyn med at de udstedte regler på affaldsområdet bliver overholdt. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, 65-66]

Selv om det er kommunerne, der har ansvaret for affaldshåndteringen, så kan visse opgaver overlades til andre, eksempelvis private renovationsselskaber. En anden meget brugt metode er, at flere kommuner går sammen i kommunale fællesskaber, der eksempelvis står for forbrændingen af affald. Kommunen må dog kun overlade affaldshåndteringen til anlæg, som er miljøgodkendt, og deponeringsanlæg må som hovedregel kun ejes af det offentlige. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 65-66]

Kommunerne dækker deres omkostninger til affaldshåndteringen ved at opkræve generelle gebyrer og skatter. Størrelsen af gebyrer og skatter skal fastsættes således, at der over tid er balance mellem indtægter og udgifter. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 66-69]

Virkemidler

Kommunerne har en række virkemidler til at gennemføre deres pligt til at håndtere kommunens affald på en miljømæssig forsvarlig måde. Først og fremmest har borgere og virksomheder i Danmark som hovedregel ifølge Miljøbeskyttelsesloven pligt til at benytte den etablerede kommunale affaldsordning. Desuden må der ikke etableres konkurrerende indsamlingsordninger, når der er etableret en kommunal ordning. Herudover kan kommuner, for at forebygge forurening og for at sikre at affald håndteres på en forsvarlig måde, udstede påbud eller forbud. Eksempelvis kan en kommune påbyde en virksomhed, at dens farlige affald skal afleveres regelmæssigt. De afgørelser som kommunerne træffer efter Affaldsbekendtgørelsen er endegyldige, og de ikke kan indbringes til andre administrative myndigheder. Hvis borgere eller virksomheder ikke overholder Affaldsbekendtgørelsen eller udstedte påbud og forbud, så kan der straffes med bøder. Der kan desuden straffes med op til 2 års fængsel. [Bekendtgørelse nr. 619, 2000, §§62-64]

7.5 Borgere og virksomheders forpligtigelser

Miljøbeskyttelsesloven fastslår, at det er den borger eller virksomhed, der frembringer, opbevarer, behandler eller bortskaffer affald, der er ansvarlig for, at det ikke opstår uhygiejniske forhold, eller at der sker forurening af luft, vand eller jord. Borgernes og virksomhedernes ansvar i forhold til deres affald stopper dog, når de overlader deres affald til en kommunal indsamlingsordning, hvorefter det er kommunerne, der har ansvaret for affaldet. Men ved anvisningsordninger bibeholder borgerne og virksomhederne deres ansvar for, at affaldet bliver håndteret efter kommunens bestemmelser. [Lovbekendtgørelse nr. 753, 2001, §43]

Borgere og virksomheder har som hovedregel pligt til at benytte de kommunale, men virksomheder har i visse tilfælde ret til at blive fritaget for at benytte den kommunale indsamlingsordning, eksempelvis hvis en virksomhed allerede har en aftale om at aflevere affald til genanvendelse, inden den kommunale indsamlingsordning er etableret. Endvidere skal større partier af homogene biprodukter undtages fra kommunale affaldsordninger, hvis virksomheden uden

videre behandling eller sortering afsætter biproduktet til anvendelse i andre virksomheder.
[Bekendtgørelse nr. 619, 2000, §§9, 24, 33, 39 og 44]

I næste kapitel beskrives hvilke mængder og typer af affald, der genereres i Danmark og hvorledes det håndteres.

8 Affald og affaldshåndtering

I dette kapitel beskrives det danske affaldshåndteringssystem. Indledningsvis præsenteres begreber i relation til affaldshåndteringssystemet. Dernæst beskrives affaldsmængder og kilder til affaldsgenerering samt hvorledes det genererede affald bortskaffes. Oplysningerne i dette kapitel skal dels bruges som grundlag for valg af de affaldsfraktioner, som bliver brugt som cases i den videre analyse, og dels som grundlag til at opstille scenarier for de valgte fraktioner, som skal belyse hensigtsmæssigheden af affaldshierarkiet.

8.1 Begreber om affaldshåndtering

Affald er et relativt begreb, det vil sige definitionen på, hvad affald er afhænger af det samfund, den økonomi og de individer, der genererer affaldet. Overordnet kan affald dog karakteriseres som: *"... en rest, et udtjent produkt eller materiale af marginal eller negativ værdi for indehaveren, og som indehaveren ønsker at skaffe sig af med."* [Christensen, 1998, s. 11]. En sådan definition på affald kan imidlertid kun bruges som grundlag til at forstå, hvad affald er, idet definitionen som nævnt er relativ.

I denne rapport vælges det at definere affald på samme måde, som det formelt defineres i Danmark. Det vil sige, affald defineres som i Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse om affald. Her defineres affald som: *"... ethvert stof og enhver genstand, som henhører under en af kategorierne i bilag 1, jf. bilag 2 og som indehaveren skiller sig af med, agter at skille sig af med eller er forpligtet til at skille sig af med."* [Bekendtgørelse nr. 619, 2000]. I bilag 1 og 2, som der henvises til i bekendtgørelsen, findes der en 27 sider lang liste over kategorier og arter af affald. I stedet for at operere med dette store antal arter og kategorier, vælges det at operationalisere definitionen på affald ud fra de fraktioner, der arbejdes med i Miljøstyrelsens affaldsstatistik, som er Danmarks årlige opgørelse over affaldsgenerering og affaldsbehandling. I affaldsstatistikken arbejdes der med i alt 19 fraktioner, disse fraktioner fremgår af figur 8.c

Et affaldshåndteringssystem er et system, der organiseret håndterer affald fra affaldet genereres til det bortskaffes. Der er gode statistiske oplysninger om affald i Danmark til rådighed, da alt affald, når det skal bortskaffes, registreres i en samlet database: Informationssystem for affald og genanvendelse, ISAG. I ISAG er en række oplysninger om affald indsamlet siden 1993 for de anlæg, der behandler, deponerer og genanvender affald. I år 2000 drejede det sig om i alt 407 anlæg. Det er fastslået ved lov, at kommuner og affaldsanlæg til ISAG skal indberette deres affaldsmængder og kilder, hvilke affaldstyper der er tale om, hvilke affaldsfraktioner der behandles, samt hvorledes affaldet behandles. [Christensen, 1998, s. 20-22, 33-37]

Kilder er de steder hvor affald genereres. Miljøstyrelsens affaldsstatistik opererer med otte kilder: Husholdninger, institutioner/handel og kontor, fremstillingsvirksomheder mv., byggeri og anlæg, rensningsanlæg, kulfyrede anlæg, andet og endelig affaldsforbrændingsanlæg. Disse kilder kan yderligere underopdeles, eksempelvis kan fremstillingsvirksomheder opdeles efter brancher. [Christensen, 1998]

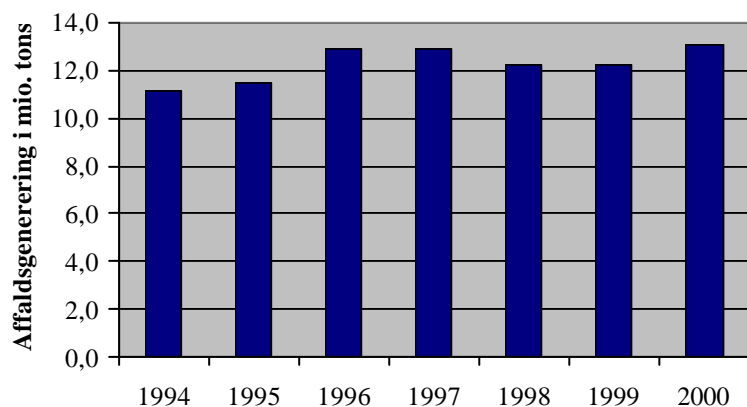
En affaldstype er en gruppering af affald med visse fællestræk. De primære affaldstyper er husholdningsaffald og erhvervsaffald. Hertil kommer en lang række særlige affaldstyper, eksempelvis olie- og kemikalieaffald samt elektronikaffald. Husholdningsaffald genereres ved almindeligt forbrug både i husholdninger, institutioner, erhvervsvirksomheder og så videre. Erhvervsaffald som genereres ved kommerciel produktion, må oftest underopdeles efter de enkelte brancher, før affaldet har fællestræk, og dermed kan defineres som en affaldstype. [Christensen, 1998]

Affald kan udover typer indeles i fraktioner. En fraktion er en gruppe af materialer, der har en ensartet sammensætning eksempelvis papir og pap eller flasker og glas. Fraktioner er ofte defineret ud fra den måde, affald opdeles på for at få en hensigtsmæssig håndtering herunder behandling og især genanvendelse [Christensen, 1998].

Mængden af affald genereret i Danmark bliver i Miljøstyrelsens affaldsstatistik opgjort ud fra primærkilder. Ved primærkilder forstås affaldsproducenter, som ikke er affaldsbehandlingsanlæg, og som omfatter oparbejdningsanlæg, forbrændingsanlæg, komposteringsanlæg, biogas-anlæg og deponeringsanlæg [Miljøstyrelsen, 2001, s. 9]. Derfor indgår eksempelvis slagge, flyveaske og røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg ikke i Danmarks affaldsmængde, idet dette affald i så fald ville blive registeret to gange.

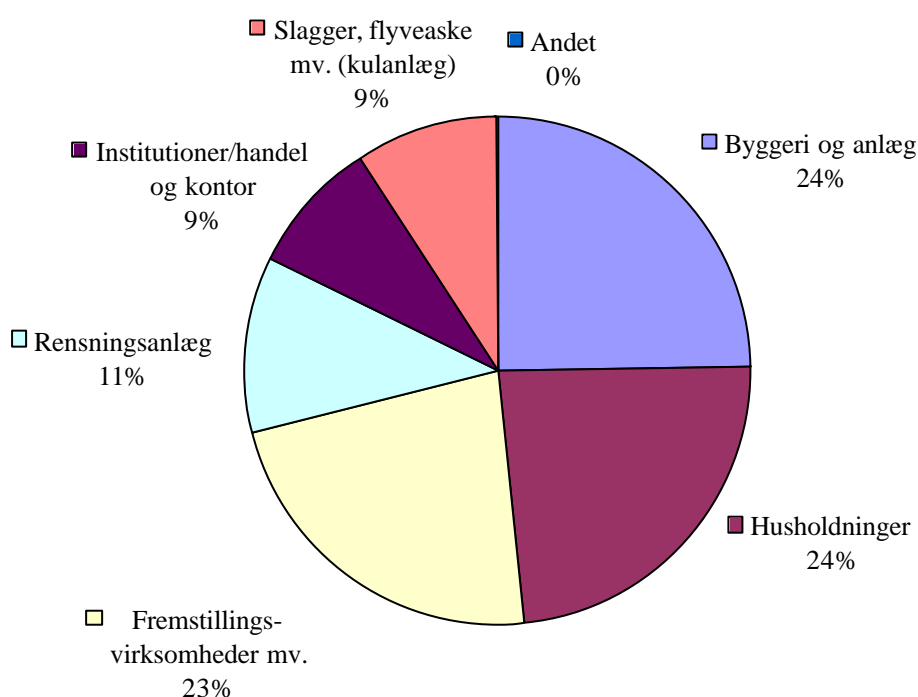
8.2 Affaldsgenerering

Mængderne af affald fra primærkilder i Danmark fra 1994 til 2000 er vist i figur 8.a.



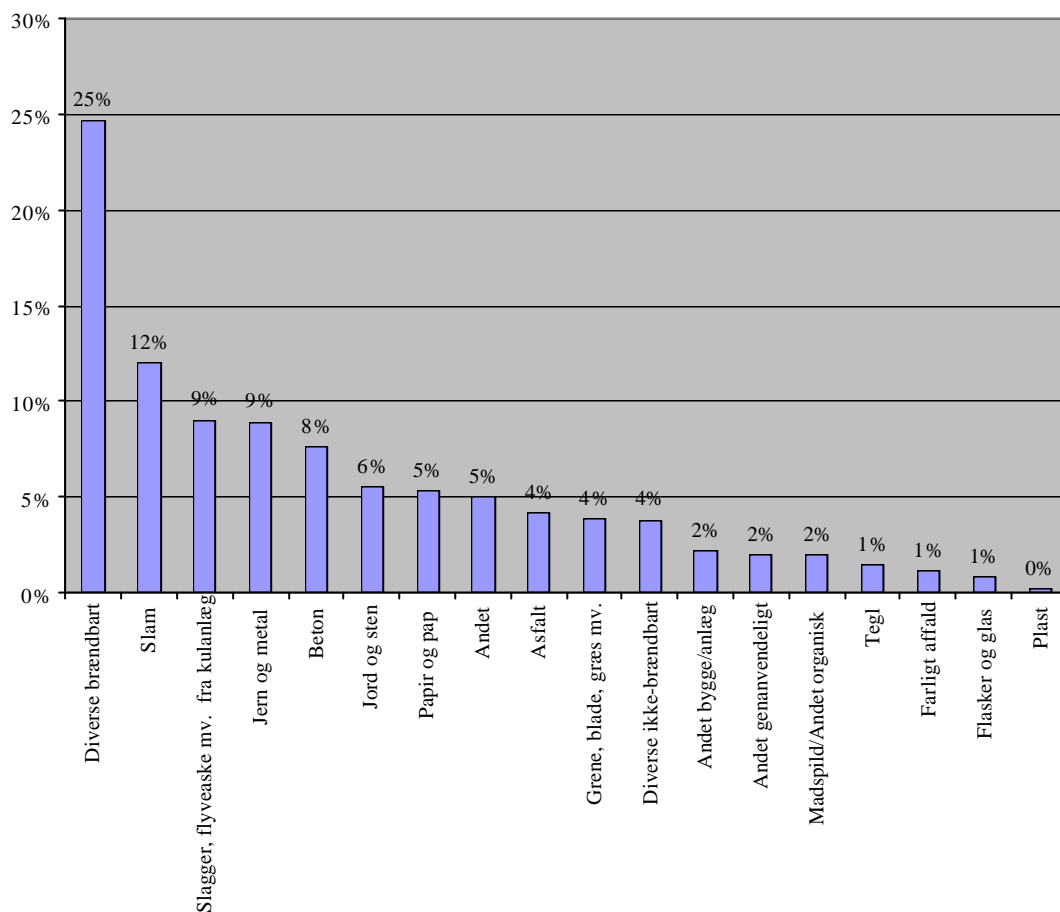
Figur 8.a Affaldsgenereringen i Danmark fra 1994 til 2000. Tallene er angivet som den tilførte affaldsmængde fra alle primærkilder uden import af affald. [Miljøstyrelsen, 2001, s. 9]

Affaldsmængderne i figur 8.a er alle baseret på tal fra ISAG. Af den grund findes der ikke oplysninger længere tilbage end 1994. Dog blev de samlede affaldsmængder i 1985 opgjort til 9,0 mio. tons [Miljøministeriet, 1992a, s. 2]. Dette tal er imidlertid ikke direkte sammenligneligt med mængderne i figur 8.a, idet der er brugt en anden opgørelsesmetode. Udover mængderne i figur 8.a kommer slagger, flyveaske og røggasrensingsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg, som er den største sekundærkilde. Herfra blev der i år 2000 genereret 562.000 tons. Affaldsgenereringen i Danmark opdeles som nævnt i otte kilder, men når der kun ses på affald fra de syv primærkilder, og der dermed ses bort fra affald fra forbrændingsanlæg, er fordelingen af affaldsproduktionen i 2000 som vist i figur 8.b.



Figur 8.b Affaldsgenerering fordelt efter primærkilder, 2000. [Miljøstyrelsen, 2001, s. 9, 33-45]

Affald er inddelt i 18 affaldsfraktioner samt fraktionen fra affaldsforbrændingsanlæg som består af slagger, flyveaske og røggasrensingsprodukter. Affaldsgenereringen i år 2000 fordelt på fraktioner kan ses i figur 8.c. Det skal bemærkes, at figur 8.c er en opgørelse over de ul-sorterede fraktioner, hvilket ikke udgør hele fraktionen i affaldet, eksempelvis findes der yderligere ca. 700.000 tons papir og pap, som især indgår i fraktionerne diverse brændbart og slam.



Figur 8.c Affaldsproduktionen i Danmark i 2000 fordelt efter fraktioner. Importeret affald og affald fra affaldsbehandlingsanlæg indgår ikke. [Miljøstyrelsen, 2001, s. 9, 33-45]

Det gøres opmærksom på at tallene for glas og plast i figur 8.c er eksklusiv mængden af genbrugsflasker, som er omfattet af pantordningen. Hvis dette blev medregnet ville mængden af glas og plast blive væsentlig større. I 1999 udgjorde glasaffald eksklusiv pantflasker, ifølge massestrømsanalysen i kapitel 13, således kun ca. en femtedel i forhold til hvis pantflasker medregnes i mængden af glasaffald.

De forskellige fraktioners størrelse og grad af renhed afhænger i høj grad af, hvor god kildesorteringen er. Rene fraktioner er vigtige i forhold til at behandle affaldet bedst muligt. Der er dog en række faktorer, der begrænser mulighederne for at få udsorterede fraktionerne fuldstændigt. Dels skal befolkningen sortere deres affald, og dels er det ofte dyrt og upraktisk, at renholdningssystemet skal afhente mange udsorterede fraktioner fra hver enkelt husstand. Men samtidig viser erfaringer, at hvis folk selv skal bringe nogle affaldsfraktioner til eksempelvis en genbrugsstation, så bliver der kun kildesorteret i størrelsesordenen halvt så meget, som hvis alle udsorterede fraktioner bliver afhentet. Ligeledes gælder det, at hvis der ikke er praktisk opsam-

lingsmateriel til rådighed, så bliver der kun kildesorteret i størrelsesordenen en tiendedel af, hvad der bliver sorteret, hvis der er praktisk opsamlingsmateriel til rådighed [Christensen, 1998]. Hvis sorteringen forbedres, kan der flyttes store mængder affald fra fraktionen diverse brændbart i figur 8.c til de andre fraktioner.

8.3 Renholdning

Renholdningsfasen starter, når folk har anbragt deres affald på et defineret indsamlingssted, eksempelvis på fortovs-kanten eller i en container. Renholdning omfatter indsamling og transport af affaldet til et behandlingssted eller et slutdisponeringssted. Renholdning udgør ca. to tredjedele af de samlede omkostninger til bortskaffelse af affald og er blandt andet på grund af prisen også en begrænsende faktor for, hvor mange affaldsfraktioner det er praktisk muligt at sortere affaldet i. Der er to hovedtyper af renholdning, som adskiller sig fra hinanden. Det drejer sig om renholdningssystemet, der tager sig af henholdsvis husholdningsaffald og erhvervsaffald. En anden væsentlig del af renholdningssystemet udgøres af omlaste- og genbrugsstationer [Christensen, 1998]. Dette vil blive beskrevet i det følgende.

Husholdninger

Husholdningerne genererer 24% af Danmarks affald, og er dermed en af de store affaldskilder. Husholdningsaffald er meget varieret og skal indsamles fra et stort antal husstande. Det kan af den grund være problematisk at opbygge et effektivt renholdningssystem for husholdningerne, fordi hver enkelt husholdning genererer stort set alle affaldsfraktioner i små mængder. Det betyder, at renholdningssystemet skal kunne indsamle og håndtere alle affaldsfraktioner samtidig med, at renholdningssystemet skal tage højde for, at ikke alle husholdninger sorterer deres affald korrekt. Husholdningerne får primært indsamlet deres affald gennem dagrenovationen, som i 2000 indsamlede 54% af husholdningsaffaldet. 24% blev indsamlet som storskrald, 17% som haveaffald og de resterende 5% på andre måder. [Miljøstyrelsen, 2001, s. 9].

Med dagrenovationen indsamles affald, der almindeligvis forekommer i private husholdninger. Det vil sige fraktionerne diverse brændbart, papir og pap, flasker og glas, madspild/andet organisk og andet affald. Der findes en lang række forskellige renholdningssystemer, som i større eller mindre grad kan håndtere disse forskellige fraktioner. Alle steder i Danmark skal det jævnfør bekendtgørelsen om affald være muligt at aflevere udsorterede fraktioner af papir og pap, flasker og glas samt restaffald [Bekendtgørelse nr. 619, 2000; Miljøstyrelsen, 2001, s. 37]. Restaffaldet bliver altid afhentet, hvorimod de udsorterede fraktioner i nogle tilfælde skal bringes til centralt placerede containere. Der er en del kommuner, der har dagrenovationssystemer, som også kan håndtere fraktionen madspild/andet organisk affald. Dette foregår eksempelvis ved, at husstandens affaldsbeholdere og ladet på skraldebilerne er delt op i et rum til organisk og et rum til restaffald. Andre kommuner har et system, hvor organisk affald skal afleveres i grønne poser og restaffald i sorte poser. Affaldet bliver så senere optisk sorteret. En anden

meget benyttet måde at bortskaffe organisk affald er, at husstandene selv komposterer dette affald. [Christensen, 1998, s. 88, 98, 107]

Indsamling af storskrald foretages ca. hver anden måned, og tager sig primært af fraktionerne diverse brændbart, diverse ikke-brændbart samt jern og metal, men der indsamles også papir, glas og andet affald, som ikke er udsorteret. Renholdningssystemet bruger ofte rumopdelte ladvogne således, at affaldet kan sorteres under indsamlingen. Indsamling af haveaffald planlægges i forhold til, hvornår det genereres og foretages typisk ca. fire gange om året. Indsamling af haveaffald tager sig af fraktionen grene, blade, græs mv., som bliver genanvendt til kompost og træflis. Kommunerne er forpligtigede til at indsamle farligt affald fra husholdningerne. Dette affald bliver indsamlet på *andre måder*, eksempelvis placerer mange kommuner et bemandet opsamlingssted, en *miljøbil*, i nærområdet med jævne mellemrum således, at borgerne kan aflevere deres farlige affald. [Christensen, 1998, s. 75; Miljøstyrelsen, 2001, s. 21]

Erhverv

Erhvervsaffald omfatter affald fra byggeri og anlæg, fremstillingsvirksomheder, renseanlæg, kulfyrede kraftværker samt institutioner, handel og kontor. Disse erhverv genererer de resterende 76% af Danmarks affald. Dette affald er kendetegnet ved at forekomme i relativt rene fraktioner og ved, at der kun skal indsamles affald fra relativ få kilder. Derfor er renholdningssystemet ofte tilpasset den enkelte virksomhed.

De typer erhverv, som kun genererer dagrenovationslignede affald, får i stort omfang indsamlet deres affald af samme dagrenovationssystem som husholdningerne [Christensen, 1998, s. 75-76]. Dette gælder især mindre institutioner og handel og kontor, som ligger i tilknytning til boligområder. I industriområder og ved virksomheder bruges der oftest forskellige typer af containere til indsamling og sortering af affald. De store mængder af rene affaldsfraktioner giver renholdningssystemet gode muligheder for at håndtere de enkelte fraktioner særskilt. Eksempelvis kan farligt affald fra sygehuse destrueres forsvarligt, fiskeaffald kan bruges til fiskemel, og madspild fra storkøkkener kan genanvendes til svinefoder. Genanvendelsesandelen af erhvervsaffald er også meget højere end ved husholdningsaffald, hvilket også fremgår af figur 8.e.

Omlaste- og genbrugsstationer

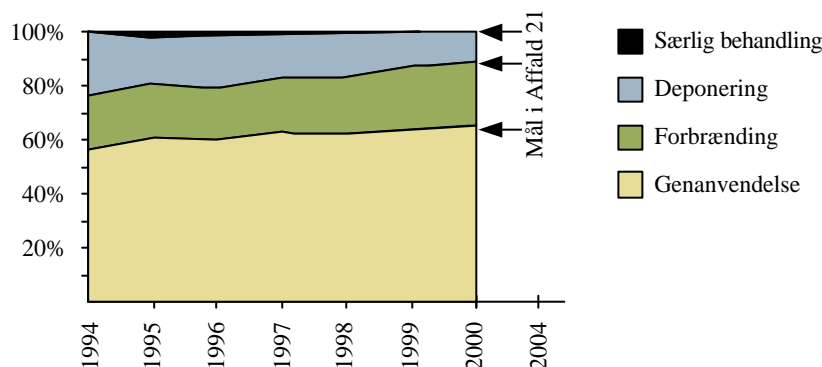
Omlaste- og genbrugsstationer er også en del af renholdningssystemet. Omlastestationer benyttes ofte i større byområder, når der er langt til behandlings- eller deponeringsanlæg. På omlastestationer omlastes affald fra indsamlingsbilerne til større lastbiler inden det transporteres videre. Genbrugsstationer er de steder, hvor borgere og mindre erhvervsdrivende, som har mere affald end den almindelige affaldsordning kan håndtere, kan aflevere deres sorterede affald. Det sorterede affald placeres i containere således, at det uden yderligere sortering kan transporteres

direkte til genanvendelse, forbrænding, kompostering eller deponering. [Christensen, 1998, s. 117, 127]

8.4 Bortskaffelse

Bortskaffelsen omfatter den del af affaldshåndteringssystemet, der tager sig affaldet, efter det er indsamlet. Bortskaffelse omfatter dermed både genanvendelse, forbrænding og deponering af affald.

Når affald behandles, kan det både ske fysisk, termisk og biologisk [Christensen, 1998, s. 21-23]. Fysisk behandling i Danmark omhandler primært når husholdningsaffaldet komprimeres i en skraldebil, for at lette transporten. Termisk behandling ved forbrænding af affald er en meget udbredt behandlingsmåde i Danmark, således forbrændes ca. 24% af Danmarks affald. En mindre del affaldet bliver biologisk behandlet i form af kompostering og bioforgasning. Fælles for alle behandlingsformer er, at der bliver en væsentlig del af affaldet tilbage i form af faste residualer. Disse residualer kan enten genanvendes eller deponeres. Udviklingen i bortskaffelsesformer af affald i Danmark er vist i figur 8.d.



Figur 8.d Illustration af hvorledes affald i Danmark fra 1994 til 2000 er bortskaffet. [Miljøstyrelsen, 2001, s. 11-12]

Det ses i figur 8.d, at der deponeres 11%, forbrændes 24% og genanvendes 65%, og at bortskaffelsen af affald i Danmark dermed stort set opfylder de opsatte mål i Affald 21. Dog skal det bemærkes, at der deponeres mere, end det fremgår af figuren, idet aske og slagger fra affaldsforbrændingsanlæg ikke indgår i ovenstående opgørelser. Hvis dette medregnes stiger deponeringsandelen med omkring 1% til ca. 12% [Miljøstyrelsen, 2001, s. 11, 34]. Der er desuden stor forskel på, hvor store mængder affald fra kilder der går til de forskellige former for bortskaffelse. I figur 8.e er fordelingen af affaldsbortskaffelsen vist for affald fra de forskellige kilder.

Affaldskilder:	Genanvendelse	Forbrænding	Deponering	Særlig behandling	Sum
Husholdninger	30%	58%	12%	0%	100%
Institutioner/ Handel & kontor	40%	46%	14%	0%	100%
Fremstilling mv.	64%	15%	21%	0%	100%
Byggeri og anlæg	90%	2%	8%	0%	100%
Rensningsanlæg	77%	17%	6%	0%	100%
Slagger, flyveaske mv. (kul)	100%	0%	0%	0%	100%
Andet	57%	3%	40%	0%	100%

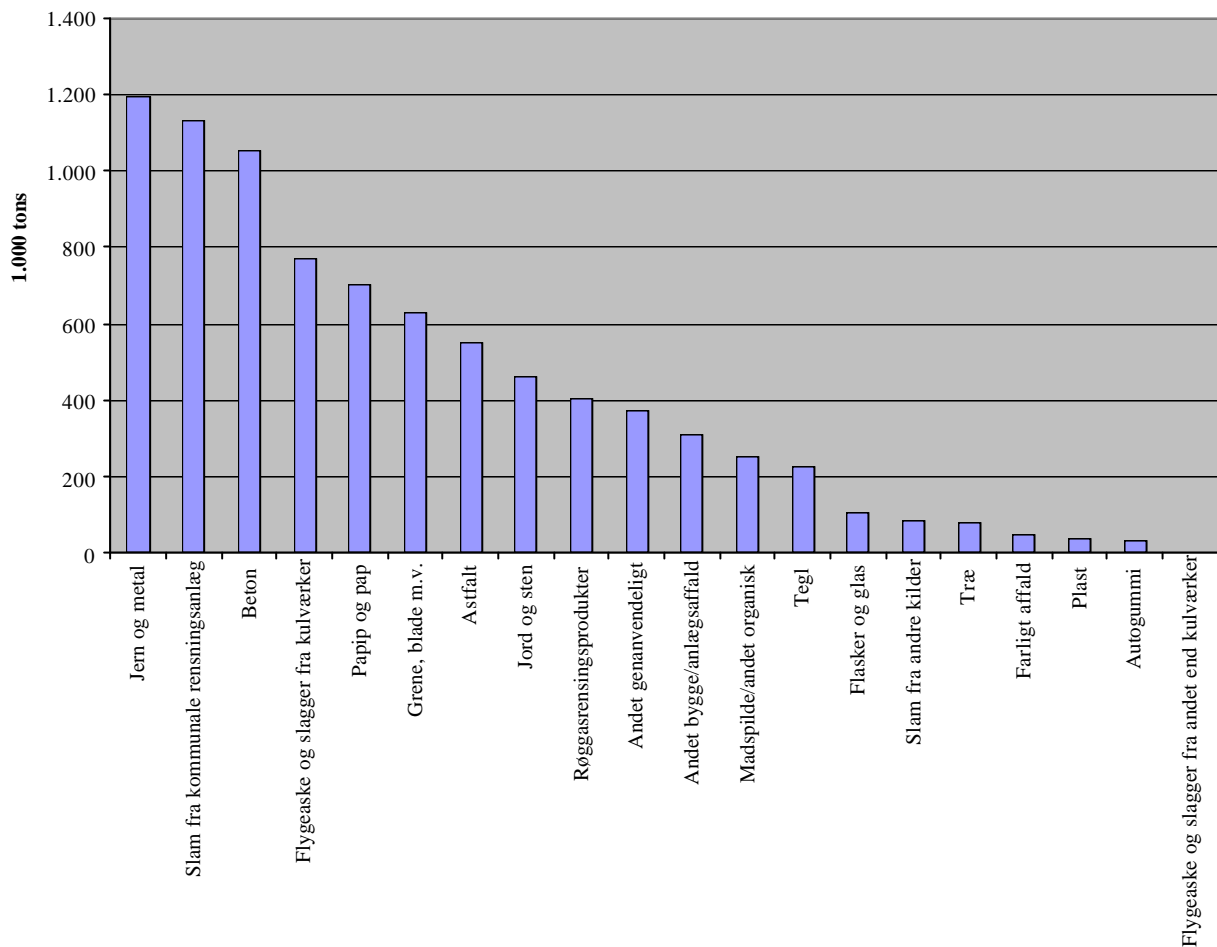
Figur 8.e Fordeling af hvorledes affald fra primærkilder i Danmark er bortskaffet i år 2000 [Miljøstyrelsen, 2001, s. 11-12]

De store variationer i bortskaffelsen af affald fra de forskellige kilder i figur 8.e skyldes primært to forhold. For det første er der stor på hvilke affaldsfraktioner de forskellige kilder genererer. For det andet har forholdene omkring sortering og indsamling også stor indflydelse.

De forskellige bortskaffelsesformer beskrives i det efterfølgende, hvor der gives et indblik i hvilke fraktioner der håndteres, hvorledes det foregår, og hvilke fordele og ulemper der er forbundet med de enkelte bortskaffelsesformer.

Genanvendelse

Kilder og fraktioner: Alle fraktioner fra alle kilder kan i teorien genanvendes, men dét der er afgørende for, om en fraktion i praksis kan genanvendes, er først og fremmest, hvor ren den udsorterede fraktion er, samt hvor besværligt og dyrt det er at genanvende fraktionen. I figur 8.e fremgår genanvendelsesprocenten af affald fra de forskellige kilder. De fraktioner, der genanvendes, fremgår af figur 8.f.



Figur 8.f Fraktioner der genanvendes. [Miljøstyrelsen, 2001, s. 17]

Genanvendelsesprocesser: Hvorledes affald genanvendes afhænger af hvilken fraktion der er tale om, og om genanvendelsen foregår ved genbrug, genindvinding eller genudnyttelse. Genbrug kræver, at affaldet igen kan bruges på samme måde, som det blev brugt inden det blev kasseret. Ved genindvinding bruges affaldet som råstof til produktion af samme type vare, som affaldet oprindeligt var. Når affaldet genudnyttes bruges det som råstof i et produkt, hvor affaldets oprindelige materialeegenskaber ikke udnyttes i væsentlig grad. Det kan i visse tilfælde være svært at sætte en præcis grænse for, hvornår der er tale om genanvendelse af affald eller biprodukter. Er det eksempelvis genbrug når en fiskefileteringsfabrik sælger deres rester i form af finner og ben til nabovirksomheden, som laver fiskemel? Denne diskussion afhænger af hvorledes affald defineres, og det skal typisk afgøres i det enkelte tilfælde, om der er tale om det ene eller det andet.

Et eksempel på genbrug er, når pant- og vinflasker indsamles og genpåfyldes. Et eksempel på genindvinding er når papiraffald indsamles og bruges som råvarer i papirproduktionen. Genbrug

og genindvinding beskrives ikke nærmere, idet dette omfatter en lang række produkter, og at det typisk er noget, der i stort omfang foregår i produktionsfasen og ikke i affaldshåndteringssystemet, hvor sortering er det eneste der sker i forhold til genbrug og genindvinding. Eksempler på genudnyttelse er bioforgasning, kompostering og spredning på landjord.

Biogasanlæg bruger gylle, organisk affald og spildevandsslam til produktion af biogas. I processen neddeles affaldet, hvorefter det tilsættes vand og opvarmes. I den opvarmede biomasse sker en række biologiske processer, hvorved der fås gas. Gassen kan herefter benyttes til eksempelvis brændsel på et kraftvarmeværk. Fordelene ved bioforgasning er, at affaldet energiindhold udnyttes, og at restprodukterne kan spredes på landbrugsmarker, hvor gødningsindholdet udnyttes. Ulemperne er, at organisk industriaffald som giver det største udbytte ofte bliver genbrugt i forvejen.

Ved kompostering anvendes oftest have- og parkaffald samt en mindre mængde andet organisk affald. Kompostering kan både foregå på centrale anlæg og som hjemmekompostering. Når affaldet er kompostet, kan det bruges som muld i haver eller spredes på landbrugsmarker. Herved genudnyttes affaldets gødningsindhold. Ulemper ved kompostering er, at komposten kan indeholde urenheder, og processen kan medføre lugtgener.

Fordele og ulemper: Fordelene ved genanvendelse er, at ressourcerne i affaldet udnyttes, og at der herved skabes mere lukkede materialekredsløb. Der spares ofte ressourcer og energi ved at genanvende affald, hvilket indebærer, at man slipper af med affaldet på en mere miljøvenlig måde end ved forbrænding og deponering. Ulemperne ved genanvendelse er, at de produkter, der bliver produceret af genanvendt affald, kan have en dårligere kvalitet, end hvis der blev brugt jomfruelige råstoffer. En anden ulempe er, at der er en risiko for at sygdomme kan spredes når nogle former for affald genanvendes.

Forbrænding

Kilder og fraktioner: Forbrændingsanlæg modtager primært affald fra husholdningernes dagrenovation og storskrald samt erhvervsaffald fra institutioner/handel og kontor, fremstillingsvirksomheder og rensningsanlæg. Dette affald indeholder primært affaldsfraktionen diverse brændbart, som især består af papir, træ, madspild, andet organisk affald, plast og spildevandsslam. Derudover kommer også en mindre del ikke brændbart affald såsom flasker og glas samt jern og metal. [Christensen, 1998, s. 170]

Forbrændingsprocessen: Forbrændingen foregår ved, at affald bliver aflæsset i en modtagesilo, hvorefter det med en kran løftes over i en ovn. Ovnene er et udmuret fyrrum med en ca. 10 meter lang rist, hvorpå affaldet placeres, imens det føres igennem ovnen. På første del af risten tørres affaldet, derefter forbrændes det, og til sidst afkøles resterne af affaldet, inden det som slagge falder ned i slaggefaldet og fjernes. Forbrændt affald indeholder normalt ikke mere end 2-3%

uforbrændt materiale. Ovnen producerer røggas, som af hensyn til minimering af dioxin skal være på mindst 850°C. Derfor er der installeret 1-2 støttebrændere, der bruger naturgas eller gasolie således, at en røggas på 850°C altid kan opretholdes, også selvom noget affald har en meget dårlig brændværdi. Røggassen føres til dampkedlen, hvor den overfører sin energi til vand, som derved bliver til damp. Dampen føres ind i en turbine, som driver en generator, der producerer elektrisk energi. Efter turbinen kondenseres dampen ved hjælp af kølevand, som ofte bruges til fjernvarme. Røggassen renses for støv, sure gasser, NO_x og dioxin på en række forskellige måder, der alt efter metode resulterer i tørre restprodukter eller i spildevand [Christensen, 1998, s. 172-219]. Virkningsgraden på et affaldsforbrændingsanlæg er 18-28% for el og 52-62% for varme [Energistyrelsen, 1995, s. 29]. Til sammenligning er virkningsgraden for et stort kulfyret kraftvarmeværk på ca. 45% for elektricitet og ca. 46% for varme [Energistyrelsen, 1995, s. 13].

Fordele og ulemper: Fordelene ved forbrænding er, at der udvindes energi samtidig med volumen af affaldet reduceres med ca. 90% og vægten med 75-80%. Desuden klassificeres affaldsforbrænding som CO₂-neutralt, da det primært er organisk materiale, der forbrændes. Der forbrændes imidlertid også en del plast, som er af fossil oprindelse. De største ulemper er den forurenende røggas, og at der genereres en del forurenende restprodukter fra røggasrensningssanlæggene og en stor mængde aske og slagger. Endelig kan det diskuteres, om det er fornuftigt at brænde affald, idet materialernes egenskaber går tabt, og ressourcer mistes. [Christensen, 1998, s. 169, 170, 177]

Deponering

Kilder og fraktioner: Den kilde, der genererer mest affald til deponi, er fremstillingsvirksomheder, men også husholdninger, byggeri og anlæg, affaldsforbrændingsanlæg samt institutioner/handel og kontor genererer store mængder affald til deponi. I Danmark deponeres kun de affaldsfraktioner, der ikke er forbrændingsegnede. Det skyldes, at det ikke er lovligt at deponere forbrændingsegnet affald. [Miljøstyrelsen, 2001, s. 12, 33-46]

Deponeringen: Siden 1974 har der i Danmark været krav til, hvorledes deponering skal foregå for at minimere de miljømæssige påvirkninger. Der findes i dag 134 deponeringsanlæg i Danmark. En af de væsentligste direkte miljøpåvirkninger fra et deponeringsanlæg er nedsivning af perkolat. Dette er på alle anlæg afbødet ved hjælp af en bundmembran. Perkolatet bliver af et drænsystem ført til rensning. Det kan også føres tilbage til deponeringsanlægget via et recirkulationsanlæg og dermed være med til at øge nedbrydningen af det deponerede affald. En anden miljøpåvirkning fra deponeringsanlæg er dannelse af deponigas. Derfor er deponeringsanlæg udstyret gasbehandling således, at deponigassen uskadeliggøres eller udnyttes. Deponigas består primært af kuldioxid og svovlbrinte, men de gasser, der er mest opmærksomhed på, er metan, benzen og vinylklorid. Når et deponeringsanlæg er udtjent tildækkes affaldet med en slut-

dækning således, at det er muligt at kontrollere nedsivning af regnvand til affaldet og dermed perkolatdannelsen samt at sikre en fysisk adskillelse mellem affaldet og levende væsner. For yderligere at mindske miljøpåvirkningerne foretages der kontrol af det affald, der modtages, og af grundvandsforhold. [Christensen, 1998, s. 513-523, 613-636]

Et deponeringsanlæg gennemløber tre faser. I deponeringsfasen modtages der affald, og deponeringsanlægget fyldes op i etaper. Ofte er der celler for særskilt deponering af specifikke affaldstyper, og drænsystemet er indrettet således, at perkolat kan opsamles fra hver enkelt celle og dermed behandles forskelligt. I aktivfasen tilføres deponeringsanlægget ikke længere affald, men emissionerne er stadig så væsentlige, at der aktivt skal drives forskellige miljøbeskyttelsesforanstaltninger, såsom rensning af perkolat. Den tredje fase er passivfasen, hvor det er muligt at beskytte miljøet ved passive ordninger som eksempelvis skrående topdækning med god vegetation, der sikrer en lille nedsivning til affaldet. Denne fase fortsætter indtil emissionerne fra deponeringsanlægget ikke er større end fra de omkringliggende arealer, hvilket kan tage flere hundreder år. [Christensen, 1998, s. 513-523]

Fordele og ulemper: De største fordele ved deponering er, at alle fraktioner kan deponeres. Desuden er deponering som udgangspunkt billigt, dog har de mange krav til deponeringsanlæg samt placeringsmæssige forhold såsom NIMBY gjort, at det er blevet dyrere at deponere affald. Eksempelvis er der udgifter til drift af rensningsanlæg og andre miljøbeskyttelsesforanstaltninger i alle de tre faser deponeringsanlægget gennemgår. Der er mange ulemper ved deponering. Deponering optager plads, affaldets egenskaber udnyttes ikke, ressourcerne i affaldet går tabt, og deponering medfører væsentlig forurening både til luft især i form af drivhusgasser og til jord og vand i form af nedsivning af perkolat. Desuden kan dannelse af gas medføre eksplosionsfare. Disse miljøpåvirkninger gør, at omfattende miljøbeskyttelsesforanstaltninger skal etableres og drives i lang tid. Det er endvidere vanskeligt at vurdere, hvor længe et deponeringsanlæg kan påvirke omgivelserne, og det betyder, at deponeret affald reelt er en del af affaldssystemet i meget lang tid. [Christensen, 1998, s. 513-523]

I næste kapitel vil der blandt andet på baggrund af oplysningerne i dette kapitel udvælges tre affaldsfraktioner, som bruges som cases i de videre analyser.

9 Valg af affaldsfraktioner

I det foregående kapitel er affald og affaldssystemet i Danmark beskrevet. På baggrund af dette og en række opstillede kriterier, vælges i dette kapitel de tre affaldsfraktioner, som skal miljøvurderes i den videre undersøgelse.

Overordnet vælges det at basere undersøgelsen af affaldshierarkiet på casestudier af tre fraktioner, som skal belyse tre overordnede forskellige kategorier af affald. Det drejer sig om inert, organisk og farligt affald. Ved inert affald forstås affald, der er forholdsvis kemisk inaktivt. Det drejer sig eksempelvis om fraktionerne jern og metal, jord og sten, plast og flasker og glas. Organisk affald er affald der stammer fra planter eller dyr. Eksempler på organiske affaldsfraktioner er grene, blade, grus mv. og madspild/andet organisk. Ved farligt affald forstås i denne rapport affald, som indeholder stoffer, der er uønskede i affaldet og påvirker miljøet. Eksempler på farligt affald er nikkel-cadmiumbatterier, imprægneret træ og olieaffald. Det bør bemærkes, at de nævnte eksempler på farligt affald ikke er hele fraktioner, men derimod blot dele af andre fraktioner. Årsagen hertil er, at der i Miljøstyrelsens affaldsstatistik ikke opereres separate farlige affaldsfraktioner.

Grunden til at der kun vælges tre affaldsfraktioner er, at det indenfor tidsrammen for dette projekt ikke er praktisk umuligt at miljøvurdere alle affaldsfraktioner. Desuden vurderes det, at det er tilstrækkeligt med en af hver af de ovenstående overordnede kategorier af affald, til at kunne sige noget repræsentativt om affaldshierarkiet.

9.1 Kriterier for valg af fraktioner

Der opstilles i dette afsnit seks kriterier for valg af fraktioner. Kriterierne er valgt således, at formålet med projektet på bedst mulig måde opfyldes. Det er vigtigt at de tre fraktioner, der udvælges, er repræsentative således, at resultaterne fra miljøvurderingerne i nogen grad kan generaliseres. Det vurderes, at dette opnås ved en vægtning mellem følgende kriterier:

1. Der skal være en stor fraktion fra hver af grupperne: Inerte materialer, organisk affald og farligt affald. Herved vurderes de valgte fraktioner tilsammen at repræsentere det meste affald, som forekommer i Danmark.
2. De fraktioner, der vælges, skal kunne behandles på følgende trin i affaldshierarkiet: Genanvendelse, forbrænding og deponering. Ellers er det ikke muligt at belyse affaldshierarkiet ved miljøvurdering af de valgte fraktioner.
3. Fraktionerne skal medføre en betydelig miljøbelastning. Herved kan effekten af de besparelser, der kan opnås ved at følge affaldshierarkiet, bedre belyses.
4. Fraktionerne skal være velbeskrevet, og der skal være adgang til disse data. Dette er vigtigt på grund af projektets begrænsede tidsperiode, idet det ikke er ønskeligt, at der bruges en for stor

andel af tidsressourcen på dataindsamling, så der herved bliver tilsvarende mindre tid til analysen.

5. Fraktionerne skal være relativt homogene. Hermed menes, at de ikke består af mange underkomponenter, der hver især har vidt forskellige egenskaber og indgår i forskellige stofkredsløb. Begrundelsen for valg af dette kriterium er, som for det foregående kriterium, ønsket om ikke at gøre undersøgelsen unødigt tidskrævende.
6. Der skal være målsætninger for de valgte fraktioner i Affald 21, idet nogle af scenarierne ønskes opstillet ud fra disse.

I det følgende afsnit udvælges tre fraktioner, som vurderes at kunne opfylde ovenstående kriterier bedst muligt.

9.2 Valg af fraktionerne: Glas, papir og imprægneret træ

På baggrund af de generelle karakteristika for de enkelte fraktioner, uden at der er foretaget uddybende undersøgelser heraf, vurderes det, at flere fraktioner kan opfylde de opstillede kriterier. De fraktioner der vurderes bedst, at opfylde kriterierne er papir og pap, flasker og glas samt imprægneret træ. I det følgende beskrives, hvorledes disse fraktioner opfylder de opsatte kriterier.

1. Fraktionerne skal være store: Papir er valgt som den organiske fraktion. Papir udgør ifølge figur X8.c 5% af de samlede affaldsmængder og omkring halvdelen af det organiske affald. Glas er valgt som den inerte fraktion. Glas udgør ifølge figur X8.c omkring 1% af de samlede affaldsmængder. Reelt er mængden dog ca. 5 gange større, idet genbrug af pantflasker i figuren ikke er medregnet som affald. Imprægneret træ fremgår ikke direkte af figur X8.c, idet det hører ind under fraktionen *diverse ikke-brændbart*. Det vil sige, at imprægneret træ i Miljøstyrelsens opgørelse ikke hører ind under kategorien farligt affald. Det fremgår af figur x8.c, at farligt affald i Miljøstyrelsens statistik udgør omkring 1% af de samlede affaldsmængder, hvilket svarer til omkring 130.000 tons. Da der hvert år genereres omkring 140.000 tons imprægneret affaldstræ, som indeholder væsentlige mængder af miljøbelastende stoffer, så vælges det i denne rapport at definere imprægneret træ som farligt affald. Det vurderes, at de valgte fraktioner alle udgør en væsentlig del af de overordnede affaldstyper: Organisk, inert og farligt affald.

2. Fraktionerne skal kunne genanvendes, forbrændes og deponeres: Både papir og glas bliver på nuværende tidspunkt både genanvendt og sendt med den blandede fraktion til forbrænding. Imprægneret træ er tidligere blevet forbrændt men på grund af problemer med store mængder tungmetaller i slagge og aske er dette blevet forbudt, og derfor deponeres imprægneret træ i dag. Der er desuden tiltag på vej, hvor det ønskes at genudnytte materialerne i imprægneret træ. Det vurderes at genanvendelse, forbrænding og deponering kan belyses for alle tre valgte fraktioner.

3. Miljømæssigt væsentlig: Både papir- og glasindustrien er meget energiintensive. Sammenholdes det med, at de udgør store mængdemæssige fraktioner, vurderes de at være væsentlige i miljømæssig sammenhæng. Imprægneret træ vurderes ligeledes at være væsentlig i miljømæssig sammenhæng. Dette begrundes dels med den store mængde imprægneret træ, der hvert år bortskaffes, og dels med at imprægneret træ har et stort indhold af tungmetaller.

4. Fraktionerne skal være velbeskrevne: Der er i Danmark foretaget omfattende undersøgelser af både papir, glas og imprægneret træ. Der er for alle tre fraktioner udarbejdet massestrømsanalyser. Massestrømsanalyserne fremgår af referencelisten i de følgende referencer. Papir: Miljøstyrelsen (1995), Tønning (2001) og Holm et al. (2001). Glas: Kaysen (2001) og Jakobsen (2001). Imprægneret træ: Hansen et al.(1997).

Der findes desuden detaljerede beskrivelser af de miljømæssige forhold for de tre fraktioner. For papir findes der både BAT-noter om bedst tilgængelig teknologi og en livscyklusvurdering udgivet af Miljøstyrelsen: BAT (2000) og Miljøstyrelsen (1996c). For glas findes der, tilsvarende papir, både BAT-noter og en omfattende livscyklusvurdering udgivet af Miljøstyrelsen: BAT (2001) og Pommer et al. (1995a og 1995b). De miljømæssige forhold for imprægneret træ er beskrevet i en publikation fra Trævarebranchens Oplysningsråd (2001), Miljøstyrelsen (1997b) og Hansen et al. (1997).

5. Fraktionerne skal være homogene: Alle tre fraktioner er relativt homogene forstået på den måde, at de ikke indgår i mange forskellige stofkredsløb, og at de ikke består af mange forskellige underkomponenter.

6. Målsætninger i Affald 21: Både papir, glas og imprægneret træ er beskrevet som særskilte fraktioner, hvor der er opstillet målsætninger [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, bilag e].

Det er hermed valgt at belyse projektets problemstilling med udgangspunkt i fraktionerne flasker og glas, papir og pap samt imprægneret træ.



Problemformulering

Del 4

10 Problemformulering

I dette kapitel præciseres og uddybes det initierende problem. Hovedformålet med dette projekt er, som det er beskrevet i indledningen, at belyse om affaldshierarkiet er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip. Herved ønskes det desuden at vurdere effekten af forskellige miljøvurderingsmetoder og deres egnethed til at vurdere overordnede principper i miljøpolitikken.

10.1 Opsamling

I rapportens første del er det beskrevet, at affaldshierarkiet er skrevet ind i den danske miljøpolitik i den periode, hvor fokus i samfundet omkring genanvendelse toppede. Siden er fokus drejet mere over mod renere teknologi og reduktion af uønskede stoffer i affaldet. Der er, siden affaldshierarkiet blev skrevet ind i den første handlingsplan i 1992, ikke ændret på princippet. I dag henviser Miljøstyrelsen stadig til det uden at skelne mellem forskellige affaldsfraktioner, og der stilles ikke spørgsmålstejn til den overordnede prioritering. Alligevel tages der forbehold, idet der flere steder henvises til, at affaldshierarkiet ikke skal følges *slavisk* og *blindt*, idet der skal ske en afvejning af miljø-, energi- og ressourcemæssige samt økonomiske forhold. Dette giver anledning til at stille spørgsmålstejn ved, hvornår affaldshierarkiet gælder, samt hvorledes dette kan belyses.

I rapportens anden del er det beskrevet, hvordan Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut har rettet en seriøs kritik mod affaldshierarkiet. Kritikken er baseret på resultaterne af en cost-benefit analyse. I undersøgelsen sættes der spørgsmålstejn ved prioriteringen i affaldshierarkiet. Hvorvidt denne kritik af affaldshierarkiet er berettiget er interessant og dette rejser spørgsmål om, hvorvidt andre miljøvurderingsmetoder kommer frem til det samme resultat.

I kapitel 6 er forskellige miljøvurderingsmetoder beskrevet, og det er valgt at miljøvurdere affaldshierarkiet ved benyttelse af tre forskellige metoder. Miljøvurderingerne udarbejdes på et fælles grundlag, som udgøres af massestrømsanalyser af de valgte fraktioner samt en detaljeret kortlægning af forhold, der påvirker miljøet. De valgte metoder er: Strategisk miljøvurdering, input-output vurdering og livscyklusvurdering. Desuden er det valgt at foretage en ekstra strategisk miljøvurdering, som ikke bygger på samme detaljerede grundlag som de øvrige miljøvurderinger.

De fire miljøvurderinger skal give et mere nuanceret billede af, hvorvidt affaldshierarkiet er et hensigtsmæssigt princip, end hvis der kun blev anvendt én miljøvurderingsmetode. Ved at sammenligne resultaterne fra de fire miljøvurderinger, kan der peges på fordele og ulemper ved de tre metoder og derved identificere, hvilke metoder der egner sig til miljøvurdering af overordnede principper i miljøpolitikken.

I tredje del af rapporten er det danske affaldssystem beskrevet, herunder kilder, typer og fraktioner. På baggrund af en beskrivelse af affaldsfraktionerne er det valgt at belyse affaldshierarkiet ud fra tre fraktioner, som er glas, papir og imprægneret. De tre fraktioner er valgt således, at de repræsenterer tre overordnede typer af affald, som er inerte materialer, organisk affald samt farligt affald.

10.2 Problemstillingen

Med udgangspunkt i rapportens initierende problem, er det valgt at belyse problemstillingen ved fire miljøvurderinger af fraktionerne papir, glas og imprægneret træ. På denne baggrund uddybes problemstillingen som vist i boksen nedenfor.

Problemformulering:

Er affaldshierarkiet et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip?

- **Er det hensigtsmæssigt at behandle glas, papir og imprægneret træ jævnt affaldshierarkiet?**
- **Hvilke fordele og ulemper er der forbundet med de fire miljøvurderinger og har valget af miljøvurderingsmetode betydning for resultatet af vurderingen af affaldshierarkiet?**

10.3 Undersøgelse og konklusion

I rapportens femte del udarbejdes et fælles grundlag for miljøvurderingerne. Indledningsvis fastsættes i kapitel 11 rammer og systemgrænser for undersøgelsen. Det vælges i denne forbindelse hvilke trin i affaldshierarkiet, der medtages i undersøgelsen. Herefter udarbejdes grundlaget for miljøvurderingerne. Udarbejdelsen af grundlaget tager udgangspunkt i metoden til massestrømsanalyse, som er beskrevet i kapitel 6. Med massestrømsanalysen kortlægges de tre fraktioners mængde og bestanddele gennem alle fraktionernes livscyklusfaser. Herudover opstilles og kortlægges massestrømmene i et antal scenarier, der skal belyse trinene i affaldshierarkiet. Desuden opgøres de miljømæssige påvirkninger, der relaterer sig til massestrømmene.

I rapportens sjette del foretages de fire miljøvurderinger for papir, glas og imprægneret træ. For hver fraktion miljøvurderes de scenarier, der skal belyse de trin i affaldshierarkiet, som det er valgt at medtage i undersøgelsen. For hver af de fire miljøvurderinger samles der op på resultaterne for hver fraktion, og på denne baggrund konkluderes det, hvorvidt affaldshierarkiet ifølge miljøvurderingen er fundet miljømæssig hensigtsmæssig.

I den syvende og sidste del samles der i rapportens fortolknings- og konklusionsdel op på resultaterne for hver miljøvurderingsmetode. På denne baggrund belyses i kapitel 19, hvilken betydning valg af miljøvurderingsmetode har for resultatet, samt hvilke styrker og svagheder, der er identificeret ved de forskellige miljøvurderingsmetoder. Desuden præsenteres i kapitel 20 nogle udvalgte eksempler på renere teknologi og de besparelser, det er muligt at opnå som følge heraf. På denne baggrund vurderes det, om det er muligt at nå større besparelser ved renere teknologi end ved de øvrige trin i affaldshierarkiet. I kapitel 21 samles der op på de fire miljøvurderingers konklusioner om affaldshierarkiets miljømæssige hensigtsmæssighed. Efter konklusionerne perspektiveres der i kapitel 22 over de mulige samlede besparelser, det ifølge undersøgelsen er muligt at opnå ved affaldshierarkiet. Rapporten slutes af med en endelig konklusion, hvor koncist samles op på de vigtigste konklusioner, der er fremkommet ved undersøgelsen af affaldshierarkiet.



Grundlag for miljøvurdering Del 5

I denne del udarbejdes grundlaget for miljøvurderingerne, der foretages i del 6.

I kapitel 11 fastlægges formålet og rammerne for et fælles grundlag til miljøvurderingerne. Herunder vælges det, at det kun er de tre nederste trin i affaldshierarkiet, der skal miljøvurderes. I kapitlerne 12-14 præsenteres kortlægninger af produktsystemerne for papir, glas og imprægneret træ. Kortlægningen er foretaget med inspiration i metoden anvendt i massestrømsanalyser suppleret med en opgørelse af forhold, der påvirker miljøet som eksempelvis energi- og vandforbrug. For hver fraktion opstilles endvidere i disse kapitler et antal scenarier, som skal belyse de miljømæssige forhold ved affaldsbehandlingsmetoderne: Genanvendelse, forbrænding og deponering.

Til denne del hører bilagene 12a-g, 13a-g og 14a-e.

11 Målsætning og systemgrænse

For at kunne foretage miljøvurderinger af forskellige trin i affaldshierarkiet for hver af de tre valgte affaldsfraktioner, skal der udarbejdes et grundlag, hvorpå dette kan gennemføres. Grundlaget skal udgøre et fælles udgangspunkt for både input- output vurderingen, livscyklusvurderingen og den ene af de strategiske miljøvurderinger. Dette fælles grundlag består af en massestrømsanalyse samt en opgørelse af forhold, der påvirker miljøet for hver fraktion. I dette kapitel fastlægges formålet og rammerne for de kortlægninger, der skal foretages i de næste tre kapitler.

11.1 Målsætning

Formålet med massestrømsanalyserne er at fastlægge et fælles grundlag for tre af de fire forskellige miljøvurderinger, der skal foretages for at kunne vurdere hensigtsmæssigheden af affaldshierarkiet. Derfor skal det først fastlægges hvorledes affaldshierarkiet skal miljøvurderes. Herunder hvilke behandlingsformer, det vil sige forebyggelse, genanvendelse, forbrænding og deponering, der skal belyses i undersøgelsen. Desuden skal der fastsættes en referenceramme, hvorudfra de valgte elementer i affaldshierarkiet skal vurderes.

Hvad skal miljøvurderes i affaldshierarkiet?

De behandlingsmetoder der skal miljøvurderes, skal repræsentere de forskellige trin i affaldshierarkiet. Det vælges at medtage effekten af genanvendelse, forbrænding og deponering i miljøvurderingerne i undersøgelsen. Det fravælges dermed at belyse effekten af den forebyggende indsats. Dette begrundes med, at der ikke findes nogen overordnet og konkret strategi eller plan for hvad denne forebyggende indsats indebærer, samt at forebyggelse i højere grad end de andre trin kræver ændrede adfærdsmønstre. Disse forhold gør, at det vil være uhyre svært og kræve et indgående kendskab til produktionsprocesserne for de valgte fraktioner, for kunne komme med et realistisk bud på hvad effekten af forebyggelse er, og det vurderes ikke at være muligt at foretage en sådan vurdering indenfor tidsrammerne for dette projekt. Dog er det i rapportens fortolknings- og konklusionsdel valgt at belyse effekten af nogle udvalgte eksempler på renere teknologi. Men dette vil ikke indgå i de fire miljøvurderinger af affaldshierarkiet.

Genanvendelse vil blive belyst ud fra de konkrete genanvendelsesmuligheder, der er de mest benyttede for de pågældende fraktioner. Der kan således være tale om flere forskellige former for genanvendelse, der belyses. Et eksempel er glas, hvor returflasker kan genbruges og glasskår kan genindvindes ved at smelte glasskårene om til nye flasker.

Forbrænding belyses ved forbrændingsanlæg i Danmark, hvor energiindholdet i affaldet udnyttes til varme og el. Deponering belyses ligesom forbrænding ved deponeringsanlæg i Danmark.

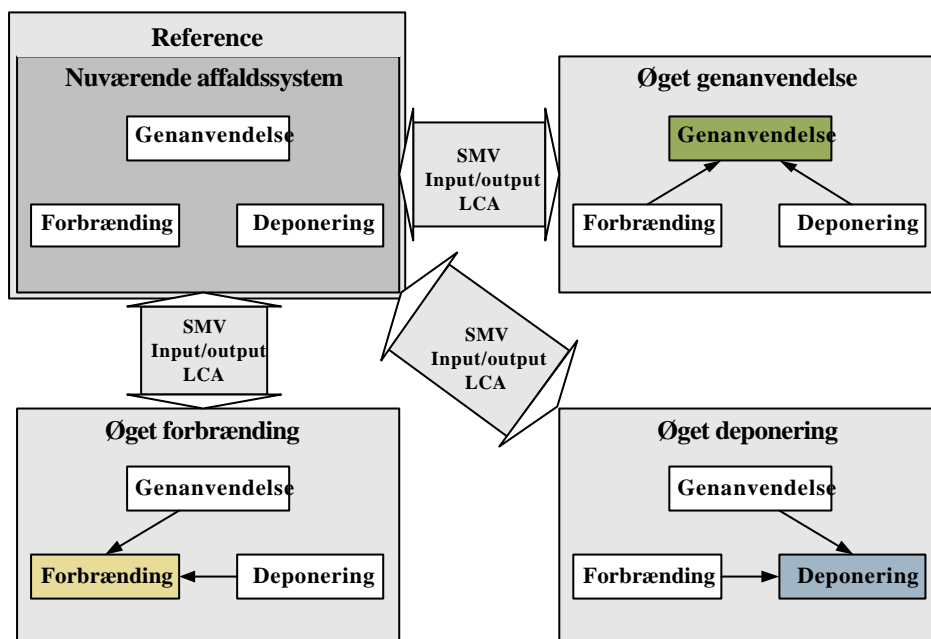
Reference for miljøvurdering af affaldshierarkiet

Der findes forskellige måder hvorpå elementerne i affaldshierarkiet kan miljøvurderes. I den cost-benefit analyse, som er omtalt i kapitel 5, er referencen et tons affald. Der foretages altså en separat vurdering af hver bortskaffelsesmetode, og resultatet er en score til hver bortskaffelsesmetode af det ene tons affald. Eksempelvis er et ton papir til genindvinding vurderet op mod et ton til forbrænding og et ton til deponering.

En anden måde at gå til problemstillingen er, at tage udgangspunkt i hele det nuværende affaldssystems håndtering af eksempelvis papir. Dette kan så udgøre en reference hvorudfra øget genanvendelse, forbrænding og deponering kan vurderes. Denne metode skiller sig ud fra den førstnævnte ved, at der er tale om en systembetragtning frem for isolerede enkeltelementer. Hvis øget genanvendelse bruges som eksempel, er det ved systemtilgangen muligt at belyse konsekvenserne for de øvrige bortskaffelsesmåder. Dette kan eksempelvis være nedsat brændværdi i det blandede affald, som sendes til forbrænding, fordi papirfraktionen er taget ud.

Det vælges i denne rapport at benytte systemtilgangen som reference for miljøvurderingerne. Dette begrundes med, at et affaldssystems individuelle bortskaffelsesmetoder er afhængige af hinanden, som det fremgår af eksemplet ovenfor. Desuden har systemtilgangen også den fordel, at det er muligt, at se hvad en indsats i affaldssystemet betyder i forhold til hele produktsystemet. Eksempelvis vil det være muligt at belyse effekten af renere teknologi i forhold til øget genanvendelse.

I figur .11.a er referencen for miljøvurderingerne stillet op mod de scenarier, der ønskes belyst. Det fælles grundlag skal indeholde alle oplysninger, som er nødvendige for at der kan udføres en strategisk miljøvurdering, en input-output vurdering og en livscyklusvurdering af de tre behandlingsstrategier: Øget genanvendelse, øget forbrænding og øget deponering for de tre udvalgte affaldsfraktioner. Det vil sige, at både massestrømmene og andre relevante forhold, der påvirker miljøet, skal beskrives. Definitionen af hvad hver enkelt massestrøm indeholder beskrives i de tre efterfølgende kapitler.



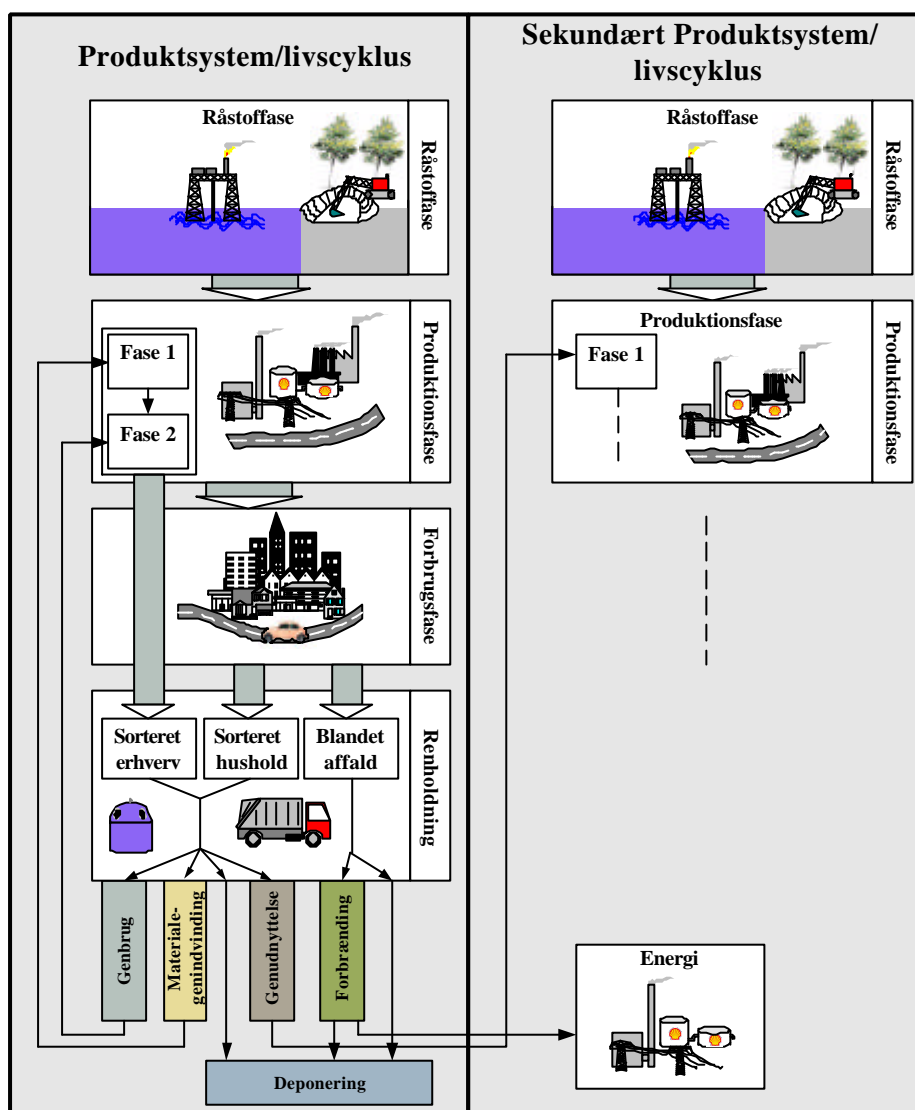
Figur 11.a Illustration af hvad der belyses i affaldshierarkiet og referencen til miljøvurderingerne. Det viste miljøvurderingssystem skal udarbejdes for hver af fraktionerne papir, glas og imprægneret træ.

11.2 Systemgrænse

I forrige afsnit er den overordnede tilgang til miljøvurdering af affaldshierarkiet fastlagt. Det næste skridt er, at udspecificere hvad der skal medtages i vurderingen for hver af de tre valgte fraktioner. Det vil sige, produktsystemet for hver affaldsfraktion skal undersøges, hvorpå der kan optegnes en systemgrænse for hver fraktion. Formålet med at fastsætte en overordnet fælles systemgrænse for de tre fraktioner er, at få fastlagt hvilke dele af produktsystemerne der skal kortlægges for at kunne gennemføre miljøvurderinger af de forskellige bortskaffelsesmuligheder.

Systembeskrivelse

Genanvendelse omfatter faser i produktens livscyklus, som ligger før affaldsfasen. Ved kun at betragte affaldsfasen, vil effekten af genanvendelse ikke kunne belyses, idet genanvendelse ofte reducerer belastningen i produktionsfasen og substituerer jomfruelige materialer. For at kunne sammenligne deponering og forbrænding med genanvendelse er det derfor nødvendigt at undersøge, hvor mange ressourcer og miljøpåvirkninger, der ved genanvendelse bliver reduceret eller substitueret i råvare- og produktionsfasen. I figur 11.b er der vist et generelt produktsystem, hvor bortskaffelsesmåderne genbrug, genindvinding, genudnyttelse, forbrænding og deponering er indtegnet. Hver enkelt proces er illustreret i en boks, og hver enkelt proces betegnes som en enhedsproces.



Figur 11.b Generelt produktsystem med de mulige bortskaffelsesmetoder indtegnet. Bortskaffelsesmetoden genudnyttelse sker i det sekundære produktsystem.

Der gøres opmærksom på at pilene i figur 11.b kun illustrerer massestrømmen af den pågældende fraktion. Det vil sige, at affald fra produktionsfasen indtegnet i denne figur kun er spild af den fraktion, der undersøges og ikke andet produktionsaffald. I papirsystemet vil eksempelvis afskåret papir fra trykkerier blive indtegnet som affald, hvorimod andet produktionsaffald som eksempelvis olierester og emballage ikke fremgår af ovenstående figur. Disse typer affald opgøres efter massestrømsanalysen i forbindelse med kortlægning af forhold der påvirker miljøet.

Husholdningsaffald og erhvervsaffald: Det fremgår af figur 11.b, at der både genereres affald i produktionsfasen og i forbrugsfasen. Der skelnes mellem husholdningsaffald og erhvervsaffald fordi der ofte er forskel på affaldshåndteringssystemet for samme fraktion alt efter om det drejer sig om den ene eller den anden type affald. Desuden genereres erhvervsaffald ofte i meget rene fraktioner.

Sorteret og blandet affald: I renholdningsfasen i figur 11.b ses det, at der skelnes mellem sorteret og blandet affald. Blandet affald er, når den pågældende fraktion er sammenblandet med andet husholdningsaffald, som indsamles med dagrenovationen. Sorteret affald er, når fraktionen er særskilt udsorteret.

Genanvendelse: I figur 11.b er der indtegnet to faser i produktionsfasen. Dette skal illustrere, at der ofte er flere forarbejdningsled mellem råvarefasen og forbrugsfasen. Pilene ved genbrug, genindvinding og materialegenudnyttelse skal illustrere, at affaldet anvendes som ressourcer, der erstatter jomfruelige materialer i de faser pilene går ind i. Det ses i figuren, at genudnyttelse går til et andet produktsystem, hvor der substitueres råvarer. Dette skyldes at genudnyttelse, modsat genindvinding, indebærer at affaldet udnyttes til noget andet end materialernes oprindelige formål.

Forbrænding og deponering: Det fremgår af figur 11.b, at der ved forbrænding af blandet affald både fås en rest som skal deponeres og energi i form af varme og el, som substituerer noget andet energi i energisystemet.

Det ses i figur 11.b, at en del af det blandede affald sendes til deponering. Det er pr. lov bestemt at alt blandet brændbart affald skal sendes til forbrænding på et af de 31 forbrændingsanlæg der findes i Danmark. Af den grund forudsættes det i denne undersøgelse, at alt blandet brændbart affald sendes til forbrænding. Hermed ses der bort fra, at en mindre del af det blandede brandbare affald bliver deponeret midlertidigt. Grunden til at der sker en midlertidig deponering er, at der endnu ikke er en stor nok forbrændingskapacitet på landets forbrændingsanlæg til at håndtere alt brændbart affald.

Scenarier: Produktsystemet i figur 11.b skal bruges til at udarbejde grundlaget for forskellige miljøvurderinger af trinene: Genanvendelse, forbrænding og deponering i affaldshierarkiet. Dette gøres ved at opgøre udgangssituationen og en række scenarier. Scenarierne opstilles efter følgende kriterier.

1. Scenarierne skal belyse de miljømæssige forskelle mellem de forskellige trin i affaldshierarkiet.
2. Udgangssituationen og scenarierne skal være sammenlignelige. Det betyder at udover det tiltag der foretages i forhold til affaldshierarkiet, eksempelvis øget genindvinding, så skal alle andre massestrømme så vidt muligt forblive status quo.
3. Scenarierne skal være realistiske at gennemføre i virkeligheden.

På baggrund af scenarierne ønskes det at vurdere trinnene: Genanvendelse, forbrænding og deponering i forhold til udgangssituationen og herudfra rangordne behandlingsformerne. Reduktionsmulighederne i den del af produktsystemet, der ikke omfatter affaldsfasen, vurderes i rapportens fortolknings- og konklusionsdel ved en række eksempler på renere teknologi. Når dette

sammenholdes med resultatet af miljøvurderingerne af genanvendelse, forbrænding og deponering, kan det vurderes hvor stor en del af den samlede miljøpåvirkning der kan ændres ved at satse på renere teknologi i forhold til genanvendelse, forbrænding og deponering.

12 Papir

I dette kapitel udarbejdes grundlaget for miljøvurderinger af papir. Først beskrives hvad der forstås ved papir, og hvorledes produktsystemet fungerer. Herefter fastsættes systemgrænsen for produktsystemet for papir. Herefter foretages en kortlægning af massestrømmen af papir i Danmark, og de forhold der påvirker miljøet. Til slut opstilles de scenarier, der skal belyse effekten af affaldshierarkiet.

12.1 Systemanalyse

Systemanalysen omfatter en definition af papir, en beskrivelse af produktsystemet samt en systemafgrænsning.

Definition af papir

Papir består af et sammenfiltret væv af plantefibre, som primært stammer fra træ. Udover plantefibre består papir af vand og en række hjælpestoffer. Et af de væsentligste hjælpestoffer i papirproduktionen er det fyld- og coatemateriale, som nogle papirkvaliteter bliver tilsat og bestrøget med for at gøre papiret uigennemsigtigt og blankt. Fyld- og coatematerialet består oftest af kalk og kaolin. Desuden tilsættes der ofte stivelse eksempelvis i form af kartoffelmel, dette er med til at øge papirets styrke [Holm et al., 2002, s. 50]. Tryksværte og andre materialer, der tilføres massestrømmen af papir, efter det blanke papir er færdigproduceret, opfattes i denne rapport ikke som en del af papiret. Hermed ses der ikke på de produktsystemer, der er forbundet med produktion af tryksværte, ruder i rudekoverter, lim til sammenføjning af papkasser med videre.

Beskrivelse af produktsystem

Papirmasse er det halvfabrikat som papir bliver lavet af. Papirmasse består primært af plantefibre blandet op med vand. Papirmasse kan produceres på forskellige måder, hvor de mest benyttede typer er mekanisk, kemisk og halvkemisk papirmasse samt returmasse. Mekanisk papirmasse produceres af afbarket træ, hvor det slibes på en slibesten under påsprøjtning af vand. De iturevne træfibre blandet med vand udgør den mekaniske papirmasse. Kemisk papirmasse produceres ved, at afbarket træ hugges i små stykker, som kaldes kogeflis. Dette koges, og kogevæsken eksempelvis natronlud trænger ind i træet og opløser ligninen og en del af harpiksen, herefter frigøres træets cellulose, og der fås kemisk papirmasse. Ved denne proces forsvinder der mere stof (lignin og harpiks) end ved den mekaniske proces. Halvkemisk papirmasse produceres ved at cellulosen udvindes ved kogning ligesom ved den kemiske papirmasse, men kogningen er kun kortvarig, og fiberudskillelsen fortsætter efterfølgende ved en mekanisk maleproces inden papirmassen sorteres og renses. De første tre papirmassetyper benævnes jomfruelige papirmasser, da de produceres af nyt/jomfrueligt råstof (træ). Den fjerde hovedtype er papirmasse produceret af returpapir. Her formales brugt papir under tilførsel af vand i en pulper, og grove uren-

heder fjernes. Herefter fjernes mindre urenheder, kunststoffer og tryksværte, inden returmassen er klar til videre bearbejdning. Fibrene bliver slidt hver gang papiret gennemgår genindvindingsprocessen, hvilket betyder, at fibrene bliver kortere og dermed svagere. Det er kun muligt at genbruge papirfibre 4-6 gange, hvilket betyder, at det er nødvendigt at tilføje nye jomfruelige plantefibre til papirproduktionen, selvom alt brugt papir blev indsamlet til genbrug. [Holm et al., 2002, s. 51-53]

Når papirmassen er produceret, bliver den enten tørret og sendt til en papirfabrik, eller der tilsættes yderligere vand således, at vandindholdet kommer op på ca. 99%, og papirmassen indgår direkte i papirproduktionen i en integreret masse- og papirfabrik. Sidstnævnte er det mest almindelige, da der spares meget energi, når processerne integreres. Papirmassen fordeles ud på en langwire, som er et langt bredt bånd på op til 10 meters bredde. Wiren er lavet af fintmasket stofmateriale, som holder plantefibrene tilbage, mens vandet kan løbe igennem. Vandet suges ud af massen til sidst på wiren. Efter langwiren presses og tørres papirbanen. Undervejs kan papiret eventuelt bestryges, limes eller glittes, hvis der ønskes specielle egenskaber for den pågældende papirkvalitet. Til sidst rulles papiret op på store ruller, hvorefter det skæres op i de ønskede bredder, og papiret er klar til at blive transporteret til forskellige papirvareerhverv, hvor papiret eksempelvis bliver til aviser, toiletpapir, papkasser, æsker eller indpakningspapir inden papiret eller papirvarerne når forbrugerne. [Holm et al., 2002, s. 53-56]

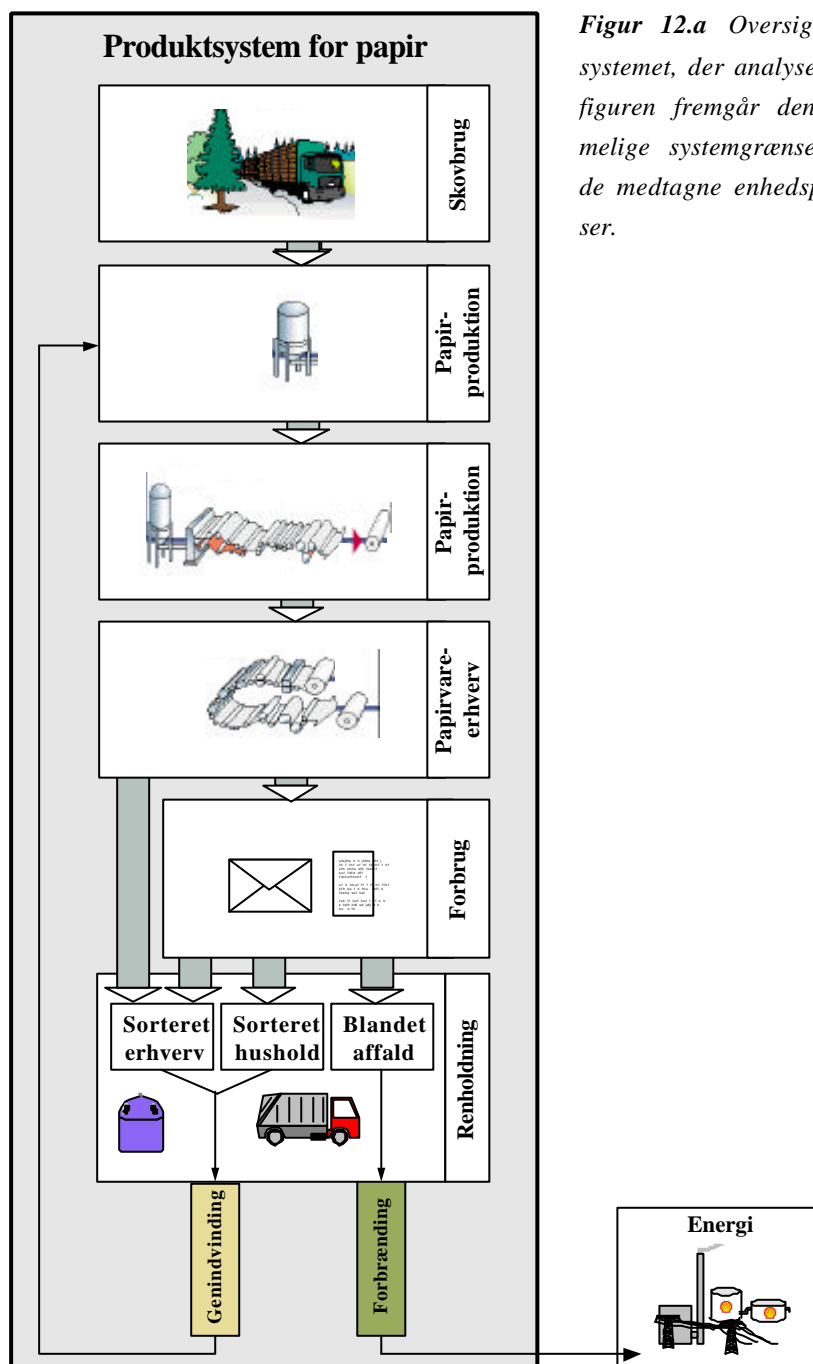
Når papir er forbrugt bortskaffes det. En mindre del, primært WC-papir, bliver bortskaffet igennem spildevandssystemet. Det resterende papiraffald bliver bortskaffet igennem renholdningssystemet. Papiret sendes enten til forbrænding eller genindvinding. Det papiraffald, der ender i fraktionen blandet brændbart affald, bliver sendt til forbrænding, da alt brændbart affald ifølge lov skal forbrændes. Returpapir til genbrug afhændes til de 20 returpapirhandlere, der findes i Danmark, og returpapirhandlerne sælger returpapiret videre til papirmassefabrikker. Der findes 4 returpapirforbrugende fabrikker i Danmark, der alle producerer genbrugspapir. Disse 4 danske fabrikker aftager ca. 46% af det indsamlede returpapir, resten eksporteres.

Ved genindvinding laves papiraffald til returmasse, som kan bruges på linie med jomfruelig papirmasse i papirproduktionen. Der er stor forskel på de papirkvaliteter, der sendes til genindvinding. Specielt genereres der store mængder papiraffald i papirvareerhverv i form af afskær. Dette erhvervsaffald er en meget ren fraktion og er dermed af en meget bedre kvalitet end blandet papiraffald fra husholdningerne. Ifølge Affaldsbekendtgørelsen så skal kommunerne anvise papiraffald fra erhvervslivet til genindvinding. Dog afsættes afskær ofte som et biprodukt direkte til returpapirhandlere fra de store trykkerier, og altså dermed udenom affaldssystemet. Men i denne undersøgelse medtages alt afskær og det betragtes som returpapir.

I bebyggelser, hvor der er mere end 1000 indbyggere, skal kommunen senest d. 1. januar 2003 iværksætte indsamling af papiraffald fra husholdningerne af de mest almindelige papirvarer, som eksempelvis dagblade og reklamer. Denne indsamling skal ske ved hjælp af fast opsamlingsmateriel, der gør det mindst lige så nemt for husholdningerne at aflevere papiraffald som den øvrige dagrenovation. Herudover skal kommunen iværksætte indsamling af andet papir og pap, herunder papemballager fra husholdninger [Bekendtgørelse nr. 619, 2000, §41].

Systemafgrænsning

Det er valgt at afgrænse kortlægningen til året 1999, da dette er det seneste år, hvor der har været muligt at fremskaffe tilstrækkelige oplysninger. Ud fra ovenstående beskrivelse af produktsystemet for papir kan systemgrænsen, for hvad der skal miljøvurderes i produktsystemet for papir, opstilles som vist i figur 12.a.



Figur 12.a Oversigt over systemet, der analyseres. Af figuren fremgår den rummelige systemgrænse samt de medtagne enhedsprocesser.

Det fremgår af figur 12.a, at papir bortskaffes på to måder: Forbrænding og genindvinding. Ved genindvinding substituerer returpapir nye råmaterialer i form af træ. Der skelnes ikke mellem forskellige kvaliteter af returpapir, da det er muligt at fremstille genbrugspapir af høj kvalitet af selv blandet returpapir, som er den ringeste returpapirkvalitet.

Det vælges i det følgende, at medtage enhedsprocesserne i Danmark, samt de enhedsprocesser i udlandet, hvor der produceres papir til Danmark. Herudover medtages det danske energisystem

som et sekundært produktsystem, idet der fortrænges el og varme fra affaldsforbrænding af papir.

12.2 Kortlægning

I dette afsnit beskrives først hvilke data det er valgt at basere kortlægningen på. Herefter foretages en kortlægning af massestrømmen og de forhold der påvirker miljøet. Kortlægningen af enhedsprocesserne og de antagelser, der er foretaget, for massestrømsanalysen er beskrevet i bilag 12a. I bilag 12b er forhold, der påvirker miljøet, beskrevet som nøgletal pr. tons papir. I bilag 12c er miljøforholdene opgjort i absolutte værdier for udgangssituationen. Miljøforholdene i bilag 12c udgør således referencen vist i figur 11.a, som de scenarier, der opstilles i slutningen af dette kapitel, skal sammenlignes med.

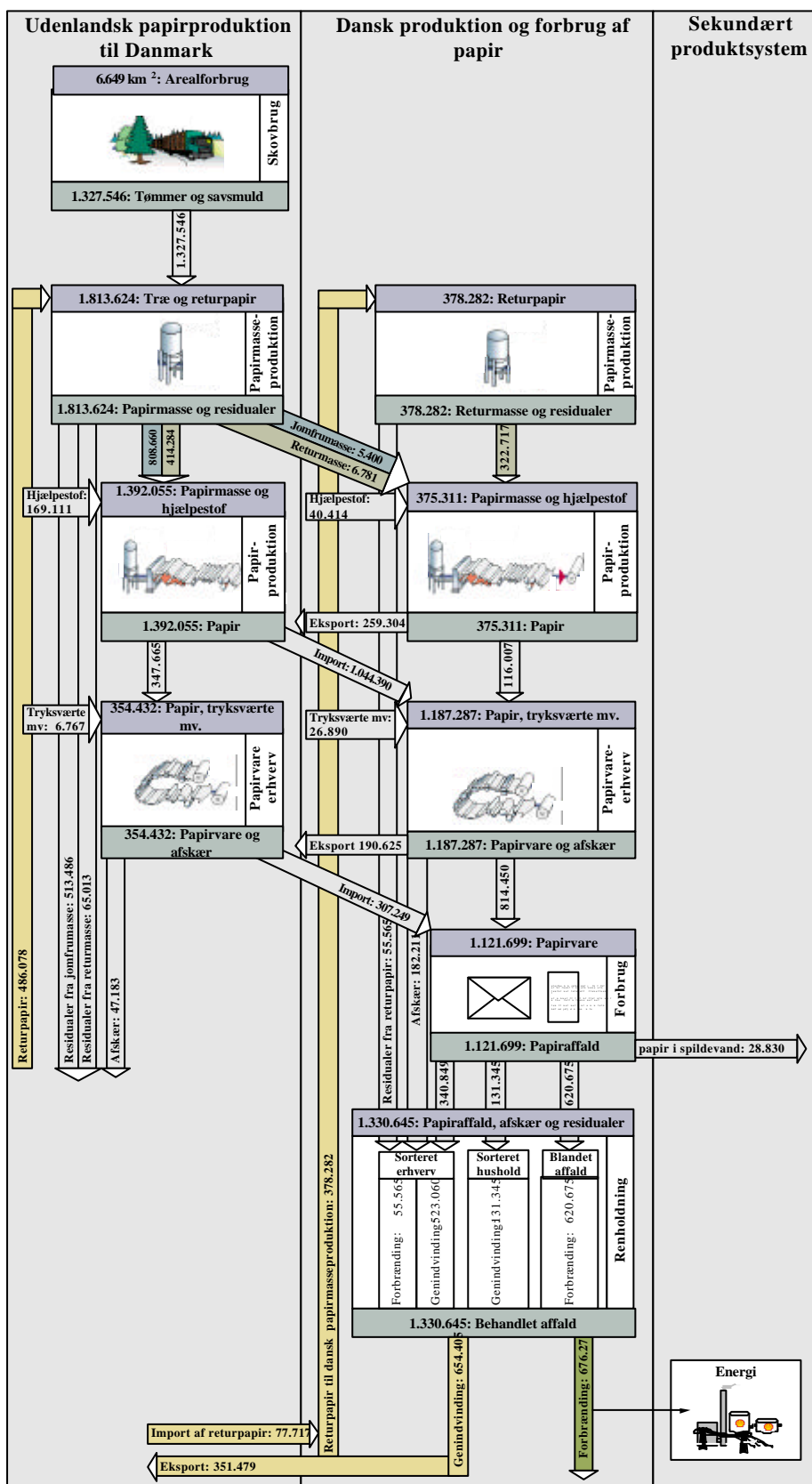
Dataindsamling og metode

Beregninger og beskrivelser af massestrømmen af papir er primært baseret på data fra statistikker og miljørapporter fra papirindustrien. Det har vist sig, at data relateret til dansk papiraffald varierer fra kilde til kilde, hvorfor det vurderes, at ikke alle de brugte data er lige pålidelige. Derfor anvendes først og fremmest data fra Miljøstyrelsen [Tønning, 2001], som dels er baseret på data fra Danmarks Statistik, og dels på data som Teknologisk Institut har indsamlet. Enkelte steder er dataene desuden suppleret med udregninger på baggrund af generelle oplysninger af teoretisk karakter, eksempelvis massefylden af nåletræ. Data om relevante miljøpåvirkninger stammer primært fra noter om: *Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry* [BAT, 2000], suppleret med kvalificerede estimater om transport. Desuden har projektgruppen på forrige semester udarbejdet en af massestrømsanalyse af papir og en livscyklusvurdering heraf. Der tages i flere forbindelser udgangspunkt i dataene fra denne massestrømsanalyse samt opgørelsesfasen fra livscyklusvurderingen.

Da vandindholdet i massestrømmen af papir varierer kraftigt fra enhedsproces til enhedsproces er det valgt, at præsentere resultatet af massestrømsanalyse i 100% tørstof (100% TS).

Sammenfatning af kortlægningen

I figur 12.b er sammenfatningen af massestrømsanalysen af papir relateret til Danmarks papiraffald vist.



Figur 12.b Massestrømmen af papir. For en detaljeret beskrivelse af alle tal i figuren se bilag 12a. Alle tal i figuren er i 100% TS.

Massestrømmen og miljøforholdene for de enkelte enhedsprocesser vil kort blive beskrevet i det følgende. I bilag 12a og 12b findes henholdsvis en detaljeret beskrivelse af alle tal i massestrømmen og en beskrivelse af de forhold, der påvirker miljøet. Der henvises til disse bilag for dokumentation og uddybende oplysninger.

Skovbrug

Den første enhedsproces, der medtages i massestrømmen af papir i Danmark, er produktionen af det træ, der anvendes til jomfruelig papirmasse produktion. Dette skovbrug foregår kun i udlandet, da der kun produceres returmasse i Danmark.

Massestrøm: Skovbrug til massestrømmen af papir i Danmark optager et areal på 6.649 km², hvilket svarer til ca. 125% af Danmarks skovareal!

Forhold der påvirker miljøet: Forhold der påvirker miljøet i råvarefasen omfatter energiforbrug til fældning af træ og råvareforbrug af pesticider, kvælstofgødning og kalk. Desuden påvirker skovdrift biodiversiteten og landskabet. Da påvirkninger af biodiversiteten og landskab sjældent vurderes i input-output vurderinger og i livscyklusvurderinger behandles disse områder kun i den strategiske miljøvurdering. Med hensyn til transport af træ, så behandles dette under enhedsprocessen papirmasse- og papirproduktion.

Papirmasse- og papirproduktion

Papirmasse- og papirproduktionen er beskrevet sammen, da disse produktioner ofte foregår som en integreret proces.

Massestrøm: Der er fire genbrugspapirfabrikker i Danmark, men de bruger under halvdelen af det returpapir der bliver indsamlet i Danmark, og de producerer under 8% af det papir der bliver forbrugt i Danmark. De danske papirfabrikker eksporterer ca. 70% af deres produktion. I udlandet bruges der udover returpapir 1.327.546 tons træ (100% TS) til papirproduktionen. Dette træforbrug svarer til ca. 33% af Danmarks samlede træforbrug [Holm et al., 2002, s. 42]. Til produktionen bruges endvidere hjælpestoffer, og der udskilles residualer, som består af frasorterede bestanddele fra råvareinputtet, eksempelvis rejekt fra returpapir og lignin fra det forarbejdede træ.

Forhold der påvirker miljøet: Ved produktionen af papir forekommer der både væsentlig energiforbrug, råvareforbrug, emissioner til luft, affald og transport af råvarer til papirfabrikkerne. Energi bruges primært til at forarbejde træ og returpapir samt tørring af papir. Der er stor forskel på energiforbruget alt efter, om der produceres genbrugspapir eller jomfrueligt papir. Således kræves der omkring 11 gange mere energi til produktion af jomfruelig papirmasse i forhold til returmasse.

Råvareforbruget udgøres af træ, returpapir, en lang række hjælpestoffer og store mængder vand. En stor del af det affald, der genereres, forbrændes. Hermed udgøres den største mængde affald, der forlader papirfabrikkerne, af aske og slagger. Det er værd at bemærke at afbrænding af residualer fra returmasseproduktion medfører større mængder aske og slagger end forbrænding af træ og lignin gør. Dette skyldes, at residualer fra returmasseproduktion indeholder store mængder kalk og andre ikke-brændbare materialer.

Produktionen medfører emissioner til vand af COD, BOD, partikler, kvælstof og fosfor. Desuden udledes tungmetaller fra produktionen af jomfruelig papirmasse. Herudover kommer der emissioner til luft fra energiproduktionen.

Papirvareproduktion

Massestrøm: Der er et stort antal papirvareerhverv i både Danmark og udlandet, som producerer papirvarer til det danske forbrug. 73% af papirvareproduktionen til det danske forbrug finder sted i Danmark, og 88% af det papir, som de danske papirvarer bliver produceret af, bliver importeret. I papirvareerhvervene forøges massestrømmen af papir med ca. 2,3%, hvilket udgøres af tryksværte, lim og farve.

Forhold der påvirker miljøet: Dette projekt afgrænser sig fra at miljøvurdere de materialer som papiret bliver påført i papirvareerhvervene. Derfor er transport det eneste væsentlige forhold, der påvirker miljøet i denne fase.

Forbrugsfasen

Massestrøm: Der forbruges 1.121.699 tons papirvarer (100% TS) i Danmark, hvoraf ca. 27% er importeret. Der kalkuleres med, at der ikke bliver akkumuleret papir i det danske samfund, dermed genereres der 1.121.699 tons papiraffald. Dette papiraffald bortskaffes som papir i spildevand, sorteret papiraffald fra erhverv, sorteret papiraffald fra husholdninger, og resten havner i blandet brændbart affald, som sendes til forbrænding. Herudover bortskaffes en mindre del med spildevand.

Forhold der påvirker miljøet: Da der i denne rapport afgrænses fra at miljøvurdere de stoffer, som eventuelt bliver tilført papiret i forbrugsfasen, er transport fra engrosvirksomheder, trykkerier og andre papirvareerhverv til forbrugeren det eneste relevante forhold, der påvirker miljøet i denne enhedsproces.

Renholdning

Massestrøm: Renholdningssystemet modtager tre forskellige typer sorteret erhvervsaffald. Dels to typer returpapir, nemlig afskær fra papirvareindustrien og returpapir fra andre erhverv, som genindvindes. Herudover modtager renholdningssystemet en mængde residualer fra papirmasseproduktionen, disse residualer antages at blive forbrændt. Fra husholdningerne indsamles der

returpapir til genindvinding. Af den totale mængde indsamlede returpapir eksporteres over halvdelen, resten genindvindes på de danske papirfabrikker. Der er næsten lige så meget papiraffald i det blandede brændbare affald, som der bliver udsorteret.

Forhold der påvirker miljøet: I renholdningsfasen omfatter de forhold der påvirker miljøet transport og forhold ved forbrænding af papiraffald. Forbrændingsanlæg påvirker miljøet med emissioner til luft via røggassen, slagge og aske til deponering, forbrug af råstoffer til støttebrændere og røggasrensning samt energiproduktion.

12.3 Opstilling af scenarier

I dette afsnit opstilles de scenarier, der skal belyse hvorvidt affaldshierarkiet er hensigtsmæssigt. Først beskrives målsætningen for papir i Affald 21. Dette bruges blandt andet til at vurdere hvilke mængder der kan flyttes rundt på i massestrømmen af papir i scenarierne. Herefter opstilles i alt tre scenarier for massestrømmen af papir. For hvert scenarium er der foretaget en massestrømsanalyse og en kortlægning af forhold, der påvirker miljøet. Dette forefindes i bilag 12d-g. I de videre analyser, vil scenarierne blive miljøvurderet i forhold til udgangssituationen.

Mål for papir og pap i Affald 21

Det er målet, at der i 2004 skal:

- Genanvendes 60% af det papir og pap affald der genereres i husholdningerne.
- Genanvendes 75% af det papir og pap affald der genereres i virksomheder, offentlige og private institutioner.

[Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s.198]

Til sammenligning skønnede Miljø- og Energiministeriet at indsamlingseffektiviteten i 1996 var 32% for husholdninger og 63% for virksomheder og institutioner [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 198]. Kortlægningen af massestrømmen af papir viser, at den gennemsnitlige genanvendelse af papiraffald for alt papir- og papaffald i Danmark var 50% i 1999. Hvis det antages at indsamlingseffektiviteten i 1999 er fordelt mellem husholdningerne og erhverv på tilsvarende måde som i 1996, så svarer det til, at 30% af papiraffaldet fra husholdningerne blev indsamlet som returpapir, og 60% af papiraffaldet fra erhverv blev indsamlet som returpapir. Det vil sige opgørelserne i massestrømsanalysen for 1999 viser en lidt mindre effektiv indsamling end Miljø- og Energiministeriet skønnede for 1996.

Midlerne til at nå disse mål er ifølge Affald 21 at:

- Der skal etableres henteordninger for papiraffald fra husholdningerne.
- Der skal etableres muligheder for at husholdningerne kan aflevere deres pap til genanvendelse eksempelvis gennem storskraldordninger.
- Kommunernes ansvar for at øge genanvendelse af papir og pap affald skal indskræpes. Der skal udarbejdes en vejledning om papir- og papindsamling fra offentlige og private virksomheder.
- Mulighederne for øget genanvendelse af papir og pap skal undersøges.

[Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s.197-198]

Scenarium 1: Øget genindvinding

Ved øget genindvinding flyttes papir og pap fra den blandede fraktion fra husholdninger og erhverv til genindvinding. De danske papirfabrikker bruger kun under halvdelen af det papir, der på nuværende tidspunkt bliver indsamlet i Danmark, resten bliver eksporteret. Den ekstra mængde udsorteret returpapir antages derfor at blive eksporteret til udenlandsk papirproduktion, idet det ikke ses som realistisk, at den danske papirproduktion bliver forøget på grund af øget returpapirindsamling. For at belyse effekterne af øget genindvinding antages det, at udenlandske papirfabrikker, der producerer til Danmark, erstatter jomfruelig papirmasse med returmasse produceret af den ekstra mængde returpapir, der bliver udsorteret i Danmark. Dermed ændres papirproduktionen i Danmark ikke.

I Affald 21 er målsætningen for år 2004 at 60% af det papir og pap affald, der genereres i husholdningerne, skal genanvendes, og at 75% af det papir og pap affald, der genereres i virksomheder og offentlige og private institutioner skal genanvendes. Scenariet tager udgangspunkt i disse målsætninger. Udgangspunktet sammenlignet med scenarium 1 er vist i figur 12.c.

Bortskaffelsesmetode	Udgangssituation		Scenarium 1	
	Mængde i tons	Indsamlings-effektivitet	Mængde i tons	Indsamlings-effektivitet
Sorteret returpapir fra erhverv til genindvinding	523.060	30%	653.825	60%
Sorteret returpapir fra husholdninger til genindvinding	131.345	60%	262.690	75%
Affaldspapir i blandet brændbart affald	649.505	rest	387.395	rest
Total	1.303.910	50%	1.303.910	70%

Figur 12.c Bortskaffelse af affaldspapir i udgangssituationen og i scenarium 1. De nye mængder i scenariet indebærer at den samlede genanvendelse bliver 70%, og at der flyttes 262.110 tons papiraffald (100% TS) fra den blandede fraktion til genindvinding.

I bilag 12d er massestrømmen som følge af tiltagene i scenariet beskrevet. Desuden er forhold der påvirker miljøet kortlagt for den ændrede massestrøm. Bilag 12d udgør dermed grundlaget for miljøvurdering af øget genindvinding.

Scenarium 2: Øget forbrænding

Ved øget forbrænding flyttes papir og pap fra den sorterede fraktion returpapir til den blandede fraktion af brændbart affald. Dermed mister de danske papirfabrikker deres vigtigste råstof; returpapir. Det antages, at de danske papirfabrikker ikke lukkes ned, men begynder at importere papirmasse således, at de kan opretholde deres nuværende produktion. For at vurdere effekterne af dette scenarium, forudsættes det desuden, at den papirmasse, som de danske papirfabrikker importerer er jomfruelig papirmasse. Det er desuden antaget, at returmasseproduktion til de udenlandske papirfabrikker nedsættes med den mængde returpapir som Danmark ikke længere eksporterer. Argumentet bag denne antagelse er, at hvis der bliver mindre returpapir på verdensmarkedet, så må returmasseproduktionen gå ned et eller andet sted, og i dette scenarium ønskes det, at klarlægge hvilke konsekvenser mindre returpapir medfører. Det vil sige, at genbrugspapirproduktionen i Danmark bliver erstattet med jomfrupapirproduktion, og de udenlandske papirmassefabrikker, modtager 351.479 tons returpapir (100% TS) mindre.

Det ønskes at belyse effekterne ved at forbrænde i stedet for at genindvinde papiraffald. Dette gøres ved at stoppe alt udsortering af papir og pap og lade denne fraktion indgå i fraktionen blandet brændbart affald. Udgangssituationen sammenlignet med scenarium 2 er vist i figur 12.d.

Bortskaffelsesmetode	Udgangssituation		Scenarium 2	
	Mængde i tons	Andel	Mængde i tons	Andel
Sorteret returpapir fra erhverv til genindvinding	523.060	41%	0	0%
Sorteret returpapir fra husholdninger til genindvinding	131.345	10%	0	0%
Papiraffald i blandet brændbart affald	620.675	49%	1.275.080	100%
Total	1.275.080	100%	1.275.080	100%

Figur 12.d Bortskaffelse af papiraffald i udgangssituationen og i scenarium 2. Scenariet indebærer at 654.405 tons returpapir (100% TS) flyttes fra genindvinding til den blandede brændbare fraktion.

I bilag 12e beskrives massestrømmen i scenariet. Desuden er forhold der påvirker miljøet kortlagt for den ændrede massestrøm. Således udgør bilag 12e grundlaget for miljøvurdering af øget forbrænding.

Scenarium 3: Øget deponering

Ved øget deponering flyttes alt papir og pap fra forbrænding til deponering. Dette er ikke et scenarium der vurderes at være realistisk at gennemføre i Danmark, da det ville medføre, at hele affaldsfraktionen *blandet brændbart* skulle deponeres. Scenariet opstilles for at belyse forskellene mellem deponering og forbrænding, desuden bliver blandet brændbart affald i mange lande deponeret i stedet for at blive forbrændt. Scenariet indebærer således, at hele den blandede fraktion, der normalt sendes til forbrænding, i stedet deponeres. Der sker i scenariet kun ændringer i renholdningsfasen. Udgangssituationen sammenlignet med scenarium 3 er vist i figur 12.e.

Bortskaffelsesmetode	Udgangssituation (tons 100% TS)	Scenarium 3 (tons 100% TS)
Papiraffald i blandet brændbart affald til forbrænding	620.675	-
Sorterede residualer fra erhverv til forbrænding	55.565	-
Papiraffald i blandet brændbart affald til deponering	-	620.675
Sorterede residualer fra erhverv til deponering	-	55.565

Figur 12.e Bortskaffelse af papiraffald i udgangssituationen og i scenarium 3. Scenariet indebærer at 676.240 tons papiraffald og residualer (100% tørstof) fra papirmasseproduktionen flyttes fra forbrænding til deponering.

I bilag 12f er massestrømmen som følge af tiltagene i scenarium 3 beskrevet. Desuden er forhold der påvirker miljøet kortlagt for den ændrede massestrøm. Bilag 12f udgør dermed grundlaget for miljøvurdering af øget forbrænding.

13 Glas

I dette kapitel udarbejdes grundlaget for miljøvurderinger af glas. Dette vil blive udarbejdet efter samme fremgangsmetode som ved papir i forrige kapitel. Det vil sige først beskrives, hvad der forstås ved glas, og hvorledes produktsystemet fungerer, hvorefter systemgrænsen for produktsystemet for glas fastsættes. Herefter foretages en kortlægning af massestrømmen af glas og de forhold der påvirker miljøet. Til slut opstilles de scenarier, der skal belyse effekten af af-faldshierarkiet.

13.1 Systemanalyse

Systemanalysen omfatter en definition af glas, en beskrivelse af produktsystemet samt en systemafgrænsning.

Definition af glas

Glas kan være mange ting og defineres i visse sammenhænge så bredt som: ”... a collective term for an unlimited number of materials of different compositions in a glassy state.” [BAT, 2001, s. 4]. I glasindustrien bruges termen glas oftest om silikatglas, som er en silikatholdig (SiO_2) substans. Desuden omfatter termen glas kun uorganiske substanser, hvilket betyder, at eksempelvis gennemsigtig plastik ikke regnes som glas. Glas har den specielle egenskab, at det har en glat overflade der stort set er kemisk inert, det vil sige kemisk inaktiv. Dette gør glas velegnet til opbevaring af fødevarer, idet at det er let at gøre rent og at glasset ikke afgiver stoffer til det opbevarede mad eller drikkevarer.

Den dominerende glastype i EU er soda-kalk glas. Denne type udgør over 95% af produktionen. Soda-kalk glas består typisk af 71-75% siliciumsilikat (SiO_2 udvundet fra sand), 12-16% soda (Na_2CO_3 fra kalk, salt og ammonium) og 10-15% kalk (CaO fra limsten eller kalk). Hertil kommer en række andre stoffer til farvning med mere [BAT, 2001, s. 5]. Glas bruges til mange formål. Mest fremherskende er produktion af emballageglas, planglas og glasuld, som i alt udgør omkring 90% af den samlede glasproduktion [BAT, 2001, s. 3]. Emballageglas bruges til flasker og andre slags emballage, og udgjorde i 1996 60% af EU's produktion. Planglas bruges primært til vinduer og lignende. Planglas udgjorde i 1996 22% af EU's produktion. Glasuld anvendes til isoleringsformål, og udgjorde i 1996 omkring 7% af EU's produktion. Det vælges i det følgende udelukkende at se på emballageglas og planglas, idet disse to produktgrupper af glas er de klart største.

Beskrivelse af produktsystem

Ved glasfremstilling udvindes og behandles råvarerne først. De tre primære råstoffer er sand, kalk og soda. Sand, som er den væsentligste råvare, graves op i et brud og tørres. Kalk udvindes i et limstens- eller kalkbrud. Soda udvindes fra kuldioxid, salt og ammonium i en såkaldt sol-

vayproces. I solvayprocessen brændes først kalk, hvorved der fås kuldioxid samt et biprodukt i form af brændt kalk (CaO). Kuldioxiden føres til en vandig opløsning af salt og ammonium, og der udfældes soda. [Pommer et al., 1995a, s. 17]

De forarbejdede råvarer transporteres til glasværket, hvor de i en ovn smeltes og herefter hældes det smeltede glas i forme og afkøles. Da smeltepunktet for sand er meget højt tilsættes en mængde soda for at sænke dette. Soda er desuden medvirkende til, at små luftbobler i smeltbadet bliver større og dermed siver op til overfladen. Kalk tilsættes for at styrke strukturen i glasset og dermed dets egenskaber. I stedet for at benytte nyt sand, soda og kalk, kan glasskår fra indsamlet glasaffald bruges som råvare. Råvarerne varmes normalt op ved, at der afbrændes fossile brændsler over smeltbadet. Den smeltede masse strømmer hele tiden frem i den aflange ovn, hvor temperaturen er omkring 1.600°C. I gennemsnit befinder glasset sig mellem 24 og 72 timer i ovnen, før det når enden, hvorfra det formes i den ønskede form. En gennemsnitlig ovn har en smeltekapacitet på 110 tons pr. dag. [BAT, 2001, s. 32-36]

Emballageglas formes oftest ved, at en afmålt mængde glas fyldes i en form, hvor den ønskede form opnås ved hjælp af trykluft. Planglas kan formes ved, at det smeltede glas føres gennem et op til 60 m langt bad af smeltet tin, hvor den flade form opnås ved hjælp af tyngdekraften. En anden måde at forme planglas på er, at valse det ud. [BAT, 2001, s. 43-49]

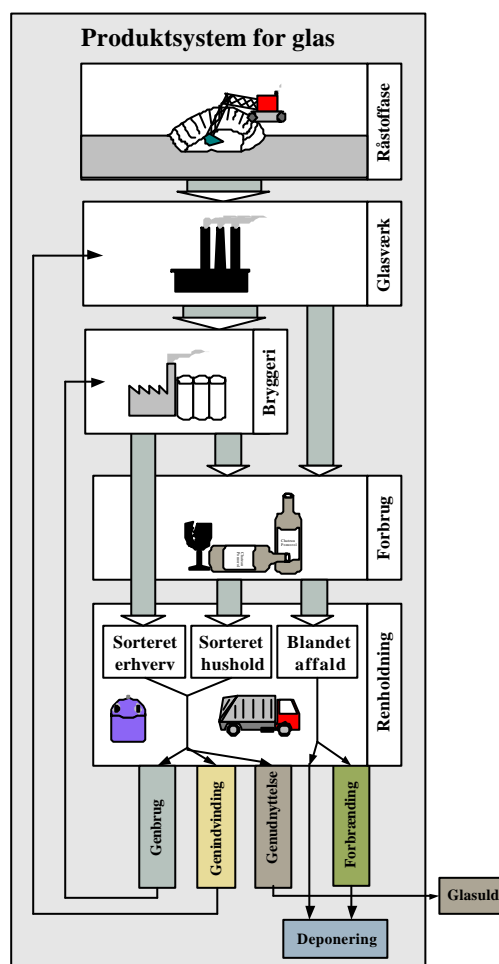
Efter glasværkerne bliver emballageglas påfyldt diverse indhold på bryggerier m.m. og planglas forarbejdes eksempelvis til vinduer. Når glas er blevet brugt, og skal bortskaffes, sendes det enten til deponering, forbrænding, genindvinding eller genbrug. Når glas sendes til forbrænding skyldes det, at det er kommet i den blandede affaldsfraktion, som indsamles med dagrenovationen. Principielt er der ingen forskel på om glasaffald sendes til deponi eller forbrænding, idet glas hverken har noget energiindhold, der kan udnyttes, eller at glas kan volumen- og massereduceres i en forbrændingsproces. Det vil sige præcis den samme mængde glas, der sendes til forbrænding, vil kunne findes i aske og slagge efter forbrændingen. Forskellen på deponering og forbrænding kan dog bestå i, at en øget mængde ikke-brændbare fraktioner i det blandede affaldet kan medføre en lavere brændværdi og dermed en dårligere effektivitet på forbrændingsanlæggene. Størstedelen af glasset indsamles enten som hele flasker med pantsystemet, eller som skår til genindvinding der kan bruges på linie med jomfruelige råvarer på glasværkerne.

Når glas genbruges, sendes de brugte flasker tilbage til bryggerierne. Her renses flaskerne før de genpåfyldes på linie med nye flasker produceret af nye råvarer eller genindvundet glas. Genindvinding foregår ved, at glasset fra husholdningerne indsamles af den kommunale indsamlingsordning enten fra opsamlingscontainere eller direkte hos forbrugerne, hvorefter skårene transporteres til et glasværk. Erhvervsaffald i form af skår fra fødevarerindustrien og byggeaffald transporteres ligeledes til et glasværk hvor det genindvindes. Der findes i Danmark et glasværk;

Holmegaard, som aftager hovedparten af de indsamlede glasskår, og kun en lille mængde eksporteres. For papir var der stor forskel på kvaliteten af papiraffald fra erhverv og fra husholdningerne. Dette er ikke tilfældet for glasskår til genindvinding. Desuden er mængden af erhvervsaffald beskedent i forhold til den mængde glas der indsamles fra husholdningerne. Glassaffald fra erhvervsaffald kommer primært fra kasserede genbrugsflasker på bryggerierne og fra udtjente vinduer i byggesektoren.

Systemafgrænsning

Det er valgt at afgrænse kortlægningen til året 1999, da dette er det seneste år, hvor der har været muligt at fremskaffe tilstrækkelige oplysninger. Ud fra ovenstående beskrivelse kan systemgrænsen, for hvad der skal miljøvurderes i produktsystemet for glas, opstilles som vist i figur 13.a.



Figur 13.a Systemgrænse for hvilke dele af produktsystemet for glas, der betragtes i miljøvurderingerne.

Det fremgår af figur 13.a, at påfyldnings-/forarbejdningsfasen af glas benævnes *bryggeri m.m.* Dette skyldes, at langt størstedelen af massestrømmen af glas består af emballageglas, som fyldes op på bryggerier. Det bør bemærkes, at benævnelsen *bryggeri m.m.* trods navnet også omfatter vinduesfabrikker m.m.

Der er identificeret fem bortskaffelsesmuligheder, som er deponering, forbrænding, genudnyttelse, genindvinding og genbrug. Når genbrug betragtes, substituerer brugte flaskerne nye flasker og de miljøpåvirkninger, der er relateret hertil. Ved genindvinding og genudnyttelse substituerer glasskår nye råmaterialer. Dog produceres der ikke glas ved genudnyttelse, men derimod glasuld.

Det vælges i det følgende, at medtage enhedsprocesserne i Danmark, samt de enhedsprocesser i udlandet, hvor der produceres glas til Danmark.

13.2 Kortlægning

I dette afsnit præsenteres og beskrives massestrømmen af glas i Danmark samt de forhold i hver enhedsproces, der påvirker miljøet. Indledningsvis beskrives dataindsamlingen og den overordnede metode til massestrømsanalysen. Herefter beskrives de enkelte kortlagte enhedsprocesser vist i figur 13.a. For hver enhedsproces kortlægges massestrømmen af glas samt forhold, der påvirker miljøet. Massestrømsanalysen og miljøforholdene er uddybet i henholdsvis bilag 13a og 13b. I bilag 13b er forhold, der påvirker miljøet beskrevet som nøgletal pr. tons glas. I bilag 13c er miljøforholdene opgjort i absolutte værdier for udgangssituationen. Miljøforholdene i bilag 13c udgør således referencen vist i figur 11.a, som de scenarier, der opstilles i slutningen af dette kapitel, skal sammenlignes med.

Dataindsamling og metode

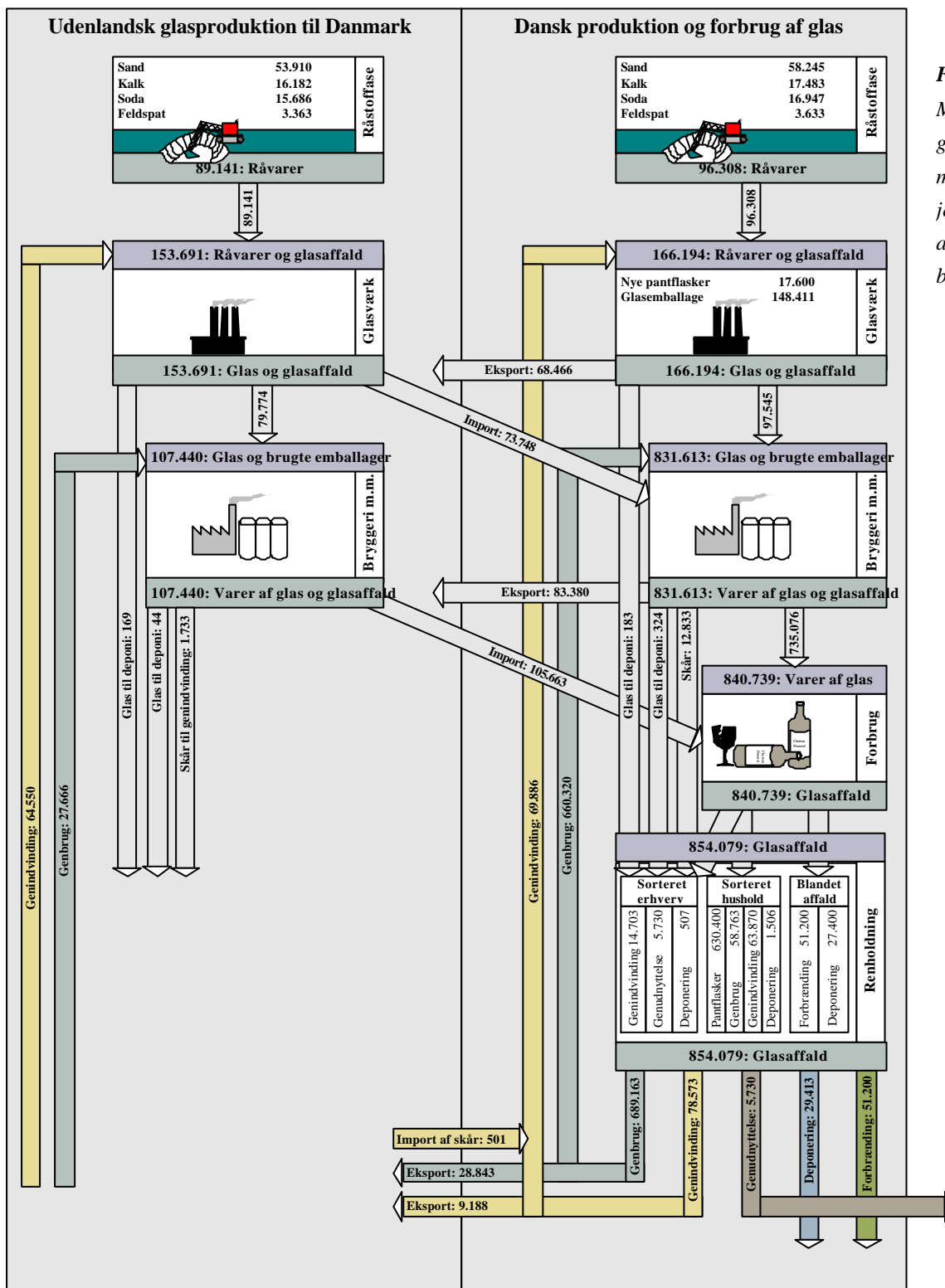
Massestrømsanalysen er primært baseret på Miljøstyrelsens *Statistik for glasemballage 1999* [Kaysen, 2001]. Dette er suppleret med data for import og eksport fra Miljøstyrelsens publikation *Emballageforsyningen i Danmark 1999* [Jakobsen, 2001]. Det har ikke været muligt at skaffe data for planglas for år 1999. Derfor er mængden af planglas bestemt ud fra Miljøstyrelsens publikation *Genanvendelse af planglas – Information om håndtering af planglas*, hvor forbruget er opgjort for 1996 [Miljøstyrelsen, 1997a].

Udarbejdelsen af massestrømsanalysen tager udgangspunkt i, at det indsamlede materiale indeholder dækkende oplysninger for renholdningsfasen. De resterende enhedsprocesser er alle afhængige af tallene i renholdningsfasen, og massestrømmene for disse enhedsprocesser er bestemt ud fra massebalancer. Der findes i bilag 13.a en detaljeret beskrivelse af, hvorledes alle tal i massestrømsanalysen er fremkommet.

Forhold der påvirker miljøet er primært baseret på BAT-noter om glasproduktion [BAT, 2001] og Miljøstyrelsens livscyklusvurdering af emballage til øl og læskedrikke [Pommer et al., 1995a; Pommer et al., 1995b].

Massestrømmen af glas i Danmark

I figur 13.b er sammenfatningen af massestrømsanalysen af glas vist.



Figur 13.b Massestrømmen af glas i og til Danmark. For en detaljeret beskrivelse af alle tal i figuren se bilag 13a.

Massestrømmen og miljøforholdene for de enkelte enhedsprocesser beskrives kort i det følgende. I bilag 13a og 13b findes henholdsvis en detaljeret beskrivelse af alle tal i massestrømmen og en beskrivelse af de forhold, der påvirker miljøet. Der henvises til disse bilag for dokumentation og uddybende oplysninger.

Råvarefase

Massestrøm: I råvarefasen udvindes primært sand, kalk, soda og feldspat. Omkring halvdelen af de udvundne råvarer er til udenlandsk produktion. I råvarefasen er der ikke taget hensyn til, at en del af råvarerne kan være importeret til glasværket i Danmark. Der opereres udelukkende med den mængde råvarer, der sendes videre til henholdsvis udenlandske og danske glasværker.

Forhold der påvirker miljøet: Forhold der påvirker miljøet i råvarefasen omfatter energiforbrug, transport og påvirkning af landskab og havbund. Med hensyn til transport af råvarer, så behandles dette under næste enhedsproces; glasværk.

Glasværk

Massestrøm: I glasværksfasen modtages nye råvarer og glas til genindvinding. I Danmark findes kun et glasværk, Holmegaard. Af den samlede danske produktion på 166.011 tons eksporteres ca. 40%, og omkring 10% er nye pantflasker til det danske pantflaskesystem, som omfatter øl- og sodavandsflasker. Skårprocenten udgør 42% af inputtet til glasproduktionen. Af de indsamlede skår kasseres en mindre del, som sendes til deponering.

Knap halvdelen af den kortlagte glasproduktion sker i udlandet. I udlandet er skårprocenten antaget at udgøre 42%, som svarer til gennemsnittet for glasproduktion i Europa [BAT, 2001, s. 76]. Desuden er affald i form af kasserede skår antaget at udgøre samme andel af skårene som i Danmark.

Forhold der påvirker miljøet: Ved produktion af glas forekommer der både væsentlige energiforbrug, råvareforbrug, emissioner til luft, affald og transport af råvarer til glasværkerne. Energi bruges primært til varme i smelteovnene, og der bruges hertil hovedsageligt fuelolie og naturgas samt en mindre mængde el. Der er stor forskel på energiforbruget alt efter om glas produceres i Danmark eller i udlandet. Således er energiforbruget til fremstilling af et tons glas på Holmegaard 4,47 GJ/tons, mens det som et gennemsnit i Europa er 7,91 GJ/tons [Pommer et al., 1995a, s. 46; BAT, 2001, s. 76]. Energiforbruget er desuden afhængigt af skårprocenten i inputtet af råvarer til produktionen, idet der kræves mindre energi til smeltning af skår end nye råvarer. Generelt spares der 2,75% energi, når andelen af skår øges med 10% [BAT, 2001, s. 215].

Råvareforbruget udgøres hovedsageligt af sand, kalk, soda og feldspat, men der bruges herudover også en mindre mængde mineraler, metaller og sæbe.

Transport i glasværksfasen omfatter transport af råvarer til glasværkerne. Transportafstandene i udlandet er vurderet til det samme som transport af råvarer til Holmegaard.

Bryggeri m.m.

Massestrøm: I denne fase fyldes tomme emballager op. Af det samlede input til bryggeri m.m. i Danmark udgør genbrugsflasker 80%, hvoraf langt størstedelen udgøres af pantflasker, mens en mindre del udgøres af vin- og spiritusflasker. 9% af produktionen i Danmark eksporteres. Den lille andel af eksport skyldes, at mængden af pantflasker udgør en så stor andel af den samlede produktion på bryggeri m.m.

Der forekommer spild i form af kasserede flasker, som sendes til genindvinding, og kasserede urene skår, som sendes til deponering. Spildprocenterne for kasserede flasker til genindvinding og urene skår til deponering udgør henholdsvis 1,6% og 0,04% af det samlede output af glas. Spildprocenten i udlandet er antaget at være den samme som på Holmegaard.

Forhold der påvirker miljøet: For *bryggeri m.m.* betragtes kun aktiviteten på bryggerier, og ikke på eksempelvis vinduesfabrikker. Dette begrundes med at aktiviteten på bryggerier omfatter en del af håndtering af glas, hvor der kan vælges mellem genbrug og brug af nyt glas.

På bryggerierne omfatter forhold, der påvirker miljøet transport af genbrugsflasker og nye flasker til bryggerierne samt materialeforbrug, energiforbrug og emissioner til vand fra skylnings- og tapningsprocessen. Ved skylning og tapning af flasker adskiller retur- og engangsflasker sig fra hinanden. Dette skyldes dels at returflasker skal vaskes med flere kemikalier og i varmt vand samt at engangsflasker er lettere end returflasker, og dermed kræver mindre energi

Forbrug

Massestrøm: I forbrugsfasen sker der ingenting med massestrømmen af glasvarer fra dansk og udenlandsk bryggeri m.m. bortset fra, at affaldet fordeles mellem sorteret husholdningsaffald og blandet affald. Det blandede affald fordeler sig på 27.400 tons planglas i fraktionen diverse ikke-brændbart fra erhverv og 51.200 tons emballageglas i fraktionen diverse brændbart fra husholdningerne. 90% af det sorterede husholdningsaffald udgøres af flasker til genbrug. 13% af inputtet består af importeret glas.

Forhold der påvirker miljøet: I forbrugsfasen er det eneste forhold, der påvirker miljøet transport af glas fra bryggerier m.m. til hjemmene, hvor glasset forbruges. I den forbindelse er transportafstandene bestemt ud fra emballageglas, selvom en mindre del af det forbrugte glas udgøres af planglas. Dette drejer sig imidlertid kun om 4% af det samlede forbrug.

Renholdning

Massestrøm: Den største mængde glas i renholdningssystemet udgøres af indsamlede genbrugsflasker, som udgør 81% af den samlede mængde glas i affaldssystemet. Alt glas til genbrug indsamles fra husholdningerne eller lignende, eksempelvis kantiner med mere. Af det indsamlede glas fra husholdningerne sendes 9% til genindvinding. En mindre del på 0,2% af det sorterede husholdningsaffald kasseres i renholdningssystemet og sendes til deponering. Det blandede affald udgøres af planglas fra erhverv i fraktionen diverse ikke-brændbart og emballageglas fra husholdningerne i fraktionen diverse brændbart. Det sorterede erhvervsaffald udgøres af kasserede skår til deponering fra glasværkerne og bryggeri m.m. samt en mængde udsorteret planglas, som sendes til genudnyttelse, hvor det bruges som råstof i glasuldproduktion. Det sorterede planglas stammer primært fra entreprenører og glarmestre.

Bortskaffelsen af glasaffaldet fordeler sig på 81% til genbrug, 9% til genindvinding, 1% til genudnyttelse, 6% til forbrænding og 3% til deponering.

Forhold der påvirker miljøet: I renholdningsfasen omfatter forhold, der påvirker miljøet forhold vedrørende forbrænding og deponering samt transport. Forbrændingsanlæg påvirker miljøet med emissioner til luft via røggassen, slagter og aske til deponering og forbrug af råstoffer til støttebrændere og røggasrensning. Der forekommer ingen energiproduktion ved forbrænding af glas.

13.3 Opstilling af scenarier

I dette afsnit opstilles de scenarier, der skal belyse om affaldshierarkiet er hensigtsmæssigt. Først beskrives målsætningen for glas i Affald 21. Dette bruges blandt andet til at vurdere hvilke mængder der kan flyttes rundt på i massestrømmen af glas i scenarierne. Herefter opstilles i alt fire scenarier for massestrømmen af glas. For hvert scenarium er der foretaget en massestrømanalyse og en kortlægning af forhold, der påvirker miljøet. Dette forefindes i bilag 13d – 13g. I de videre analyser, vil scenarierne blive miljøvurderet i forhold til udgangssituationen.

Mål i Affald 21

Det overordnede mål for glasfraktionen i Affald 21 er, at opnå 75% genanvendelse i 2004 [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 179]. Der gøres opmærksom på, at denne genanvendelsesprocent er eksklusiv pantflaskeordningen. Indsamlingsprocenten var i 1997 på 61%. Af midler og initiativer til opnåelse af målsætningen peges på fastholdelse af returflaskesystemet, informationskampagne om øget indsamling af emballageglas, undersøgelse af markedet for flasker til genbrug, undersøgelse om nedsat skårprocent ved bedre opsamlingsmateriel og information til kommunerne om farveseparering [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 180]. Returflaskesystemet udgør et centralt element i opfyldelsen af regeringens målsætning om affaldsminimering, idet returflaskesystemet årligt fortrænger ca. 390.000 tons affald. Information-

skampagnen skal medvirke til at borgerne sorterer mere emballageglas og i renere fraktioner. De nævnte undersøgelser og informationskampagnen til kommunerne skal både medvirke til et øget genbrug af hele flasker og en øget genindvinding af skår.

Scenarium 1: Øget genbrug

Ved øget genbrug flyttes mest mulig af det sorterede glasaffald fra husholdningerne fra genindvinding til genbrug. Der ses kun på sorteret husholdningsaffald, idet en stor del af sorteret erhvervsaffald udgøres af bryggeriskår, som udelukkende består af beskadigede flasker, som ikke kan genbruges. Det resterende sorterede erhvervsaffald udgøres af planglas, som heller ikke kan genbruges.

I udgangssituationen bortskaffes sorteret husholdningsaffald på fire måder, hvilke er:

- Pantflasker til genbrug
- Andre flasker til genbrug
- Glas til genindvinding
- Glas til deponering

Det forventes, at forholdet mellem *andre flasker til genbrug* og *glas til genindvinding* kan ændres ved at forbedre indsamlingssystemet. På nuværende tidspunkt genbruges 48% af glasset fra kategorierne *andre flasker til genbrug* og *glas til genindvinding*. Denne mængde forventes at kunne forøges til 75%. Dette vil imidlertid indebære en række tiltag således, at færre vinflasker går i stykker i indsamlingssystemet samt, at der genanvendes andre glasvarer end kun vinflasker. Det vurderes ikke at være muligt at kunne øge genbrugsandelen til mere end 75%, fordi der findes et stort antal forskellige glasemballager, som hver især kun repræsenterer en meget lille mængde. Det vil med andre ord være for omkostningsfuldt, at skulle udsortere mange forskellige og meget små glasvarer, som herefter skal sendes til genbrug i mange forskellige lande. I figur 13.c er det vist hvorledes bortskaffelsen af sorteret glasaffald fra husholdningerne ændres i scenariet.

Sorteret husholdningsaffald	Udgangssituation (tons)	Scenarium 1 (tons)
Andre flasker til genbrug	58.763	91.975
Glas til genindvinding	63.870	30.658
Total	122.633	122.633

Figur 13.c Bortskaffelse af sorteret husholdningsaffald i udgangssituationen og i scenarium 1. De nye mængder i scenariet indebærer at der flyttes 33.212 tons fra genindvinding til genbrug.

Det forudsættes, at den øgede indsamling af glas, som genbruges, vil blive genbrugt i Danmark. Det betyder, at når der indsamles flere vinflasker, så vil eksporten af tomme flasker som fyldes i udlandet ikke ændres. I praksis vil dette indebære, at der skal importeres mere vin, som fragtes til Danmark i store tanke og herefter fyldes på flasker.

I bilag 13d er massestrømmen som følge af tiltagene i scenariet beskrevet. Desuden er forhold der påvirker miljøet kortlagt for den ændrede massestrøm. Det er således i bilag 13d, at grundlaget til miljøvurdering af øget genbrug findes.

Scenarium 2: Øget genindvinding

Ved øget genindvinding flyttes glas fra den blandede fraktion fra husholdningerne til genindvinding. Den ekstra mængde sorterede husholdningsaffald til genindvinding antages at erstatte nye råvarer i Danmark. Det vil sige eksporten af skår holdes konstant.

I Affald 21 er målsætningen for år 2004 at 75% af alt emballageglas skal genanvendes. I figur 13.d er fordelingen mellem forskellige bortskaffelsesmetoder for emballageglas eksklusiv pantflasker i 1999 vist.

Bortskaffelsesmetode	Mængde	Andel
Sorteret husholdningsaffald til genbrug	58.763	34%
Sorteret husholdningsaffald til genindvinding	63.870	37%
Glas i blandet affald til forbrænding	51.200	29%
Total	173.833	100%

Figur 13.d Bortskaffelse af emballageglas i 1999. De angivne mængder er fra figur 13.b

Det fremgår af figur 13.d, når genbrug og genindvinding lægges sammen, at der i 1999 blev genanvendt 71% af alt emballageglas. I 1997 var dette ifølge Affald 21 61%. Det skal dog bemærkes, at der er brugt en anden metode til opgørelse af genanvendelsesprocenten i Affald 21, hvorfor forbedringen på 10% fra 61% til 71% kun skal ses som en omtrentlig værdi. Da det på 2 år fra 1997 til 1999 har været muligt at nå en forbedring på i størrelsesorden 10%, vurderes det at være realistisk at kunne nå en genanvendelsesprocent på 85%. Dette forudsættes i scenariet udelukkende nået i form af øget genindvinding. I figur 13.e er det vist, hvorledes bortskaffelsen af husholdningsaffald ændres i scenariet.

Bortskaffelsesmetode	Udgangssituation		Scenarium 2	
	Mængde (tons)	Andel	Mængde (tons)	Andel
Sorteret husholdningsaffald til genbrug	58.763	34%	58.763	34%
Sorteret husholdningsaffald til genindvinding	63.870	37%	88.995	51%
Glas i blandet affald til forbrænding	51.200	29%	26.075	15%
Total	173.833	100%	173.833	100%

Figur 13.e Bortskaffelse af husholdningsaffald i udgangssituationen og i scenarium 2. De nye mængder i scenariet indebærer, at den samlede genanvendelse er 85%, og at der flyttes 25.125 tons fra den blandede fraktion til genindvinding.

I bilag 13e er massestrømmen som følge af tiltagene i scenariet beskrevet. Desuden er forhold der påvirker miljøet kortlagt for den ændrede massestrøm. Dermed udgør bilag 13e grundlaget til miljøvurdering af øget genindvinding.

Scenarium 3: Øget forbrænding

Ved øget forbrænding flyttes glas fra fraktionen udsorteret glas til genindvinding til fraktionen blandet affald, som sendes til forbrænding. Dette scenarium indebærer, at indsamlingsordningen af glas til genindvinding opgives, og at der i stedet satses på en simplere affaldssystem. Dog bibeholdes pantflaskesystemet. Scenariet vil således medføre, at der ingen transport af glas er til genindvinding, en lille stigning i transport af den blandede fraktion samt en øget transport af nye råvarer til glasværkerne.

I praksis vil det, at indsamlingsordningen af glas opgives, indebære, at både genbrug af hele flasker og genindvinding af skår nedsættes. Dette skyldes, at den indsamlede mængde glas sorteres således, at skår sendes til genindvinding og hele flasker, som primært omfatter vinflasker, sendes til genbrug. Det forudsættes imidlertid i dette scenarium, at det nuværende genbrug af vinflasker på 58.763 tons bibeholdes. Dette antages at foregå ved at udvide pantordningen således, at også vinflasker indsamles ad denne vej. I scenariet flyttes således alt kommunalt indsamlet glas med henblik på genindvinding til forbrænding, det vil sige 63.870 tons.

Da det forudsættes, at det kun er den kommunale indsamlingsordning, der opgives, vil sorteret erhvervsaffald i form af bryggeriskår og planglas, som afsættes til Holmegaard, stadig forekomme i scenariet. I figur 13.f er ændringen af bortskaffelsen af glas i scenariet vist.

Sorteret husholdningsaffald	Udgangssituation (tons)	Scenarium 3 (tons)
Glas til genindvinding	63.870 tons	0 tons
Blandet affald til forbrænding	51.200 tons	115.070 tons
Total	115.070 tons	115.070 tons

Figur 13.f Bortskaffelse af sorteret husholdningsaffald i udgangssituationen og i scenarium 3. Tallene for udgangssituationen er fra figur 13.b. De nye mængder i scenariet indebærer at der flyttes 63.870 tons fra genindvinding til forbrænding.

I bilag 13f er massestrømmen som følge af tiltagene i scenariet beskrevet. Desuden er forhold der påvirker miljøet kortlagt for den ændrede massestrøm. Det er således i bilag 13f, at grundlaget til miljøvurdering af øget forbrænding findes.

Scenarium 4: Øget deponering

Ved øget deponering udsorteres glas fra det blandede brændbare affald og sendes direkte til deponering. Det vurderes ikke at være realistisk at deponere hele den blandede fraktion, som på nuværende tidspunkt sendes til forbrænding. Derfor tænkes der ved øget deponering gennemført

en øget sortering i husholdningerne, hvor hver husholdning skal sortere sit blandede affald i en brændbar og en ikke-brændbar fraktion. Den ikke-brændbare fraktion deponeres. Det vil sige, at der i scenariet flyttes mest mulig glas fra den brændbare fraktion til en ikke-brændbar fraktion. Den nye ikke-brændbare fraktion vil eksempelvis bestå af folie, kapsler, metallåg, keramikaffald og beskidte syltetøjsglas. Gevinsten med denne ekstra sortering i husholdningerne ville være, at brændværdien for den brændbare fraktion kunne forøges, og at mængden af slagter fra affaldsforbrændingsanlæg ville reduceres.

Det antages, at 80% af alt glas, som på nuværende tidspunkt sendes til forbrænding, kan udsorteres ved at indføre en ikke-brændbar fraktion i husholdningerne. Dette bevirker at 40.960 tons af de 51.200 tons, som på nuværende tidspunkt sendes til forbrænding, kan udsorteres. Den høje indsamlingsprocent begrundes med, at sortering med to skraldespande *under vasken* er meget let. Desuden henvises der til afsnit 2 i kapitel 8 om affaldshåndteringssystemet, hvor det fremgår, at det har betydning med en faktor 10, om der er praktisk opsamlingsmateriel til rådighed. Det vil sige med en meget let sortering, som ikke kræver ekstra arbejde i husholdningerne, kan en høj sortering forventes.

Det forudsættes, at det nye sorteringssystem ikke påvirker indsamlingen af glas til genanvendelse. Dette kunne imidlertid godt være tilfældet, idet der ved den nye fraktion bliver to *legitime* bortskaffelsesmuligheder af glas, hvor det før kun har været *legitimt* at sende det til genanvendelse.

Da scenariet kun indebærer, at der flyttes en mængde affald fra forbrænding til deponering, sker der ingen ændringer i produktsystemet for glas. I figur 13.g er det vist, hvorledes bortskaffelsen af glas i blandet affald ændres i scenariet.

Blandet affald	Udgangssituation (tons)	Scenarium 4 (tons)
Blandet affald til forbrænding	51.200	10.240
Blandet affald til deponering	27.400	68.360
Total	78.600	78.600

Figur 13.g Bortskaffelse af blandet affald i udgangssituationen og i scenarium 4. Tallene for udgangssituationen er fra figur 13.b. De nye mængder i scenariet indebærer at der flyttes 40.960 tons fra forbrænding til deponering.

I bilag 13g er massestrømmen som følge af tiltagene i scenariet beskrevet. Desuden er forhold der påvirker miljøet kortlagt for den ændrede massestrøm. Dermed udgør bilag 13g grundlaget til miljøvurdering af øget deponering.

14 Imprægneret træ

Dette kapitel omhandler imprægneret træ. Kapitlet udgør grundlaget for udarbejdelse af miljøvurderinger af imprægneret træ. Grundlaget er udarbejdet efter samme fremgangsmetode som for papir og glas i de to foregående kapitler. Således beskrives først hvad der defineres som imprægneret træ, og hvordan produktsystemet ser ud for massestrømmen, hvorefter der fastsættes en systemgrænse. Herefter foretages en kortlægning af massestrømmen af imprægneret træ i Danmark og de forhold der påvirker miljøet. Desuden opstilles to scenarier, der ved sammenligning med udgangspunktet skal belyse effekten af affaldshierarkiet.

14.1 Systemanalyse

I dette afsnit defineres imprægneret træ og produktsystemet for imprægneret træ beskrives. På denne baggrund afgrænses det produktsystem, der undersøges.

Definition af imprægneret træ

Ved imprægneret træ forstås træ, der er behandlet for at øge træets holdbarhed overfor svampe og insekter. Princippet i imprægnering består i at træet på- eller indføres stoffer med effekt overfor svampe (fungicider) eller insekter (insekticider). [Træbranchens Oplysningsråd, 2001, s. 36]

I denne undersøgelse betragtes følgende imprægneringsstoffer:

- Krom
- Kobber
- Arsen
- Bor
- Fosfor
- TBTN (tributyltinnaftenat)
- TBTO (tributyltinoxid)

Dette var de stoffer, der blev anvendt til imprægnering i Danmark i 1992. Disse benævnes i det følgende aktivstoffer.

I Danmark er det primært fyr, lærk og grantræ, der imprægneres. Der er anvendes tre imprægneringsmetoder, disse benævnes, *trykimprægnering*, *vakuuminprægnering* og *overfladebehandling*. De første to metoder er industrielle metoder, hvor der opnås en dyb, eventuel fuldstændig indtrængning af kemikalier i træ, mens overfladebehandling er en håndværksmæssig påføring ved dypning, sprøjtning eller strygning. [Træbranchens Oplysningsråd, 2001, s. 36]

Beskrivelse af produktsystem

Produktsystemet for imprægneret træ består af en råvarefase, hvor råvarer i form af træ og aktivstoffer udvindes og behandles. Herefter en produktionsfase, hvor råvarerne forarbejdes og imprægneres. Produktion af imprægneret træ, kan som sagt foregå ved tre forskellige metoder. Disse beskrives i det følgende.

Trykimprægnering: Trykimprægnering foregår i en imprægneringskedel i et lukket kredsløb. Under processen dannes først et vakuum, hvor luften fjernes fra hulrummene i træets celler, så imprægneringsvæsken kan trænge ind. Derefter forløber en trykperiode, hvor der etableres et kraftigt overtryk i beholderen, og imprægneringsvæske tilføres i form af aktivstoffer opløst i vand. Herefter udsættes træet igen for vakuum, og overskydende imprægneringsvæske fjernes fra kedlen. Efter denne proces kommer en tørre- og fikseringsperiode, hvor imprægneringsmidlet binder sig til træet. [Træbranchens Oplysningsråd, 2001]

Trykimprægnering bruges mest til træ, der anvendes i bygninger. Af figur 14.a fremgår det hvilke trykimprægneringsmidler, der er anvendt de sidste 50 år.

År	Trykimprægneringsmidler
1960-1991	Kobber, krom, arsenforbindelser (CCA)
1990-1996	Kobber, krom, borforbindelser (CCB)
1997-	Kobber- og borsalte med tebuconazol eller $\text{Cu}(\text{HDO})_2$

Figur 14.a Oversigt over lovlige trykimprægneringsmidler anvendt i Danmark siden 1960. [Træbranchens Oplysningsråd, 2001, s. 37]

Vakuuminprægnering: udføres med andre kemiske midler og en anden metode end trykimprægnering. Der udføres vakuuminprægnering på forarbejdede produkter af træ, som eksempelvis vinduer, døre og facadeelementer. I Danmark er de mest anvendte stoffer til vakuuminprægnering fungicider i form af organiske tinforbindelser som tributyltinnaftenat (TBTN) og tributyltinnoxid (TBTO), der er opløst i terpentiner eller petroleum [Træbranchens Oplysningsråd, 2001, s. 37]. Stoffer anvendt til vakuuminprægnering i Danmark fremgår af figur 14.b.

Vakuuminprægnering foregår i et lukket system. De færdige emner af træ anbringes i en behandlingstank, hvor det udsættes for vakuum, hvor luften i cellerne i træet fjernes. Herefter sker en væskeindsugning, hvor imprægneringsvæsken tilføres, tanken fyldes op og væsken suges ind i træet. Herefter forekommer en trykperiode, hvor den fyldte tank med træemner og imprægneringsvæske sættes under et beskedent overtryk og væsken presses yderligere ind i træet. Så sker der en tømning af tanken, hvor væsken føres tilbage til en beholder, og der skabes igen et vakuum, hvor overskydende væske suges ud af træet. Herefter tages emnerne ud af tanken og stil-

les til tørring under kontrollerede forhold med udsugning og filtrering, for at forhindre afgivelse af dampe fra opløsningsmidlet til miljøet. [Træ er miljø, 2002]

Vakuuminprægneret træ anvendes oftest til udvendige døre og vinduer. Af nedenstående figur 14.b fremgår det hvilke vakuuminprægneringsmidler der er anvendt de sidste 50 år.

År	Vakuuminprægneringsmidler
1965-1974	Pentaklorfenol
1973-	Tributyltinoxid og tributyltinnaftenat (TBTO og TBTN)
1998-	Propiconazol evt. i kombination med tebuconazol

Figur 14.b Oversigt over lovlige vakuuminprægneringsmidler anvendt siden 1965. [Træbranchens Oplysningsråd, 2001, s. 37]

Overfladebehandling: Overfladebehandling omfatter som sagt strygning sprøjtning og dypning. Ved de to første påføringsmetoder opnås kun en overfladisk indtrængning i træet. Ved dypning kan der, alt efter hvor lang tid træet dyppes, opnås forskellige grader af indtrængning. Overfladebehandling omfatter mange og forskellige midler, både vandige og organiske opløsningsmidler. Når træ er overfladebehandlet, bliver det efterfølgende toplagsbehandlet, hvilket vil sige, at træet desuden påføres maling eller lak. Dog regnes almindelige malinger og olier, som eksempelvis linolie ikke som imprægneringsmidler. [Træbranchens Oplysningsråd, 2001, s. 37]

Efter produktionsfasen transporteres det imprægnerede træ ud til forbrugerne. De primære forbrugere er bygge- og anlægsbranchen samt husholdninger og mindre erhverv. Således er de primære kilder til imprægneret affaldstræ storskrald, hvor 60 % af det imprægnerede affaldstræ indsamles, samt bygge- og anlægssektoren hvor de resterende 40% genereres og transporteres videre til lossepladser.

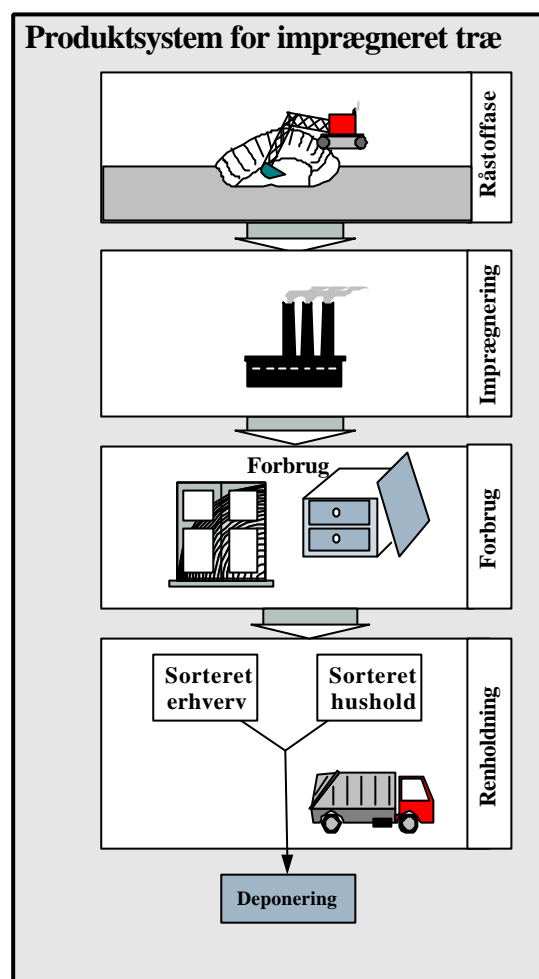
Fra 1. april 2002 har kommunerne haft pligt til at sikre, at imprægneret træ fra såvel private som fra industrien bliver indsamlet. Imprægneret træ har et højt indhold af tungmetaller og er derfor klassificeret som ikke forbrændingseget, og der findes på nuværende tidspunkt ikke en alternativ behandlingsform til traditionel forbrænding. Det betyder, at imprægneret træ skal anvises til midlertidig deponi. [Træ er Miljø, 2002]

I dag er der således ikke noget imprægneret affaldstræ, der genanvendes. Dog står Miljøstyrelsen i samarbejde med Kommunekemi A/S bag udviklingen af en ny metode til oparbejdning af imprægneret træ, og Kommunekemi har, som den første affaldsbehandlingsvirksomhed i verden, ansøgt om tilladelse til etablering af et anlæg, hvor imprægneret træ kan oparbejdes, ved afgasning og afbrænding. Anlægget planlægges at skulle opføres ved udgangen af år 2003 og

Kommunekemi A/S regner med, at anlægget på årsbasis vil kunne udnytte energien fra cirka 25.000 tons imprægneret træ, og de arbejder på at finde en metode til udvinding af tungmetallerne. Det er dog ikke muligt på nuværende tidspunkt at erhverve data om de mulige miljøpåvirkninger heraf, da Kommunekemi A/S ikke ønsker at offentliggøre disse [Madsen, 2002]. Kommunekemi A/S arbejder dog også på opførelsen af et pilotanlæg svarende til et anlæg etableret i Frankrig. Det nye anlæg vil være i stand til at isolere og udskille alle tungmetaller i næsten ren form. Ved forgasning af træet udvindes en del af energien i træet og metallerne opkoncentreres i en kulfraktion. Kullet indeholder tæt på 100% af de tungmetaller og mineraler, der fandtes i træet, og ved en separationsproces hvor kullet knuses, sies og sendes igennem en pneumatisk centrifuge, udvindes tungmetaller og mineraler. Disse tungmetaller kan sælges til genvinding i metalindustrien. Kulstøvet har en høj brændværdi og kan bruges direkte som brændstof i den tunge industri [Beaumartin, 2002]. Udviklingsingeniør Tage Madsen fra Kommunekemi A/S mener dog, at det er optimistisk at regne med, at det i Danmark er muligt at opnå resultater tilsvarende de franske.

Afgrænsning af produktsystem

Ud fra beskrivelsen af produktsystemet for imprægneret træ kan systemgrænsen for hvad der skal miljøvurderes i produktsystemet opstilles som vist i figur 14.c. Det er desuden valgt, at afgrænse kortlægningen til år 2000.



Figur 14.c Systemgrænse for produktsystem for imprægneret træ.

Det fremgår af figur 14.c at alt imprægneret affaldstræ sendes til deponering. Det er dog hensigten at affaldstræet kun bliver deponeret midlertidigt, indtil der er fundet bedre miljømæssige måder at bortskaffe det på.

I det følgende medtages enhedsprocesser i Danmark og i udlandet, der producerer til det danske forbrug af imprægneret træ.

14.2 Kortlægning

I dette afsnit beskrives massestrømmen af imprægneret træ i Danmark. Desuden beskrives de forhold, der påvirker miljøet ved de enkelte enhedsprocesser. Indledningsvist beskrives dataindsamlingen og den overordnede metode hvorved massestrømsanalysen er udført. Herefter beskrives de kortlagte enhedsprocesser, som fremgår af figur 14.c. For hver enhedsproces beskrives både massestrømmen og forhold der påvirker miljøet. Massestrømsanalysen og miljøforholdene er uddybet i bilag 14a og 14b. Miljøforholdene i bilag 14b er opgjort som nøgletal pr. tons imprægneret træ. I bilag 14c er miljøforholdene for den kortlagte massestrøm opgjort i absolutte

værdier. Miljøforholdene i bilag 14c udgør således referencen vist i figur 11.a, som de scenarier, der opstilles i slutningen af dette kapitel, skal sammenlignes med.

Dataindsamling og metode

Grundlæggende baseres massestrømsanalysen på en massestrømsanalyse foretaget af COWI for Miljøstyrelsen i *Træbeskyttelsesmidler og imprægneret træ* [Hansen et al., 1997]. I denne kilde er affaldsmængder og indholdet af stoffer i affaldet dog ikke opgjort. For opgørelser af imprægneret affaldstræ i forbrugs og renholdningsfasen anvendes derfor et andet miljøprojekt udarbejdet af miljøstyrelsen, *Erhvervsaffald og udvalgte affaldsstrømme* [Miljøstyrelsen, 1997b].

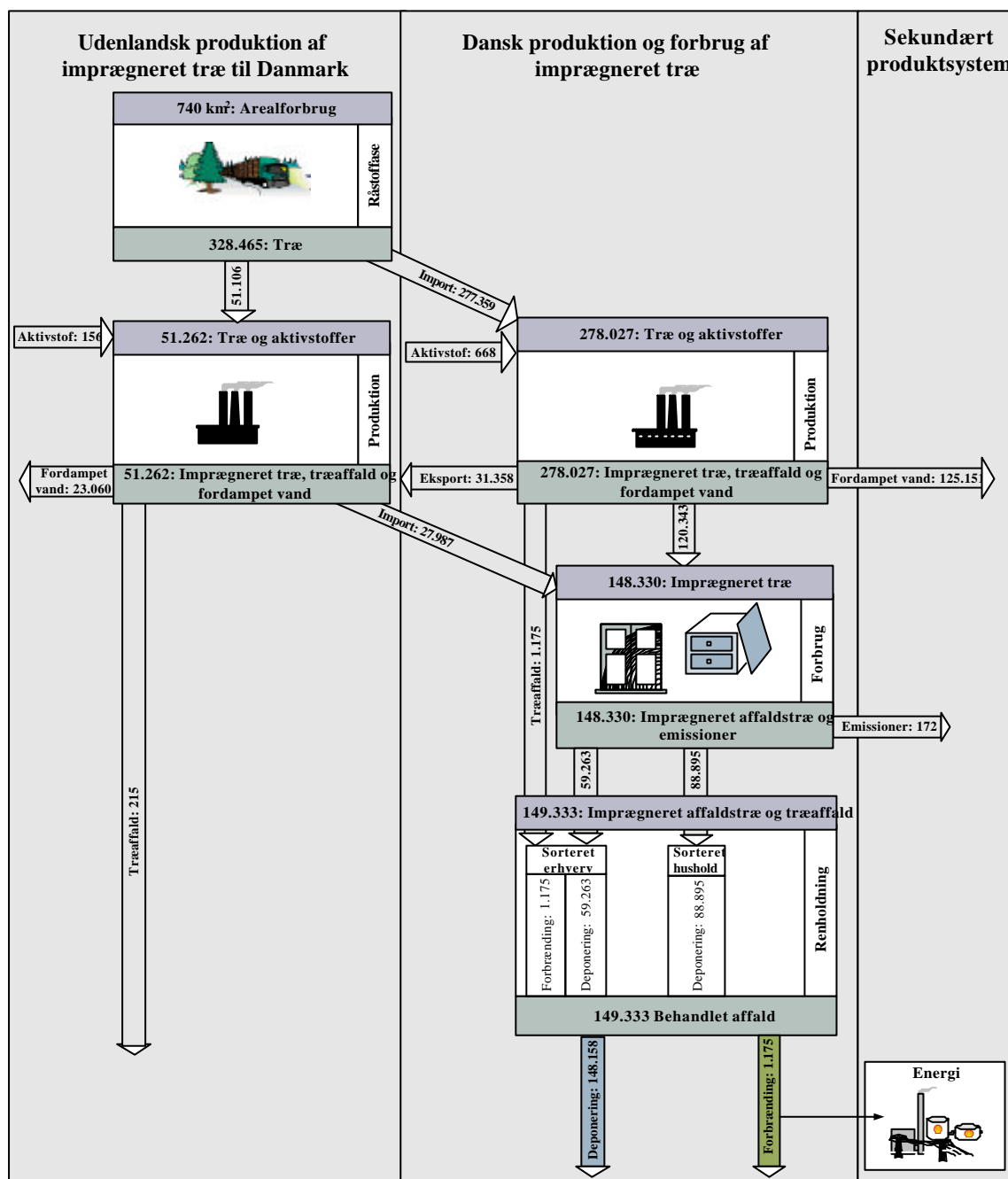
På trods af at det ikke længere er tilladt, at anvende arsen og krom i den danske produktion er det valgt, at medtage krom i opgørelserne. Krom medtages da det fremgår af Dansk Imprægneringsstatistik for år 2001, at der stadig anvendes krom i enkelte danske imprægneringsvirksomheder [Teknologisk Institut, 2001]. Arsen medtages ikke i den danske produktion, men medtages i opgørelser for udlandet, på trods af at det ikke er tilladt at importere træ imprægneret med arsenholdige midler. Grunden til, at det vælges alligevel at opgøre arsen i forbindelse med import, er manglende kendskab til implementeringen af forbuddet mod arsen og indholdet i de importerede mængder. Det vælges derfor at opgøre de importerede mængder arsenbehandlede produkter på baggrund af de tilgængelige data fra 1992.

Massestrømmen opgøres for de mængder affald, der opstår som følge af forbruget i år 2000. Da imprægneret træ har en levetid på omkring 32 år og miljøeffekter som følge af forbrug af træet fordeler sig over hele levetiden, er miljøeffekterne i år 2000 følgevirkninger af forbruget af træ der er akkumuleret i samfundet gennem de sidste 32 år. Det er derfor valgt at se på miljøeffekterne, der forekommer som følge af forbruget i år 2000 over en årrække svarende til levetiden for det imprægnerede træ.

Forhold der påvirker miljøet er primært baseret på tab af stoffer bestemt i den udarbejdede massestrømsanalyse, et grønt regnskab for imprægneringsvirksomheden *Collstrop Aalborg A/S*, der producerer 25.000 tons imprægneret træ om året, svarende til en sjettedel af den samlede danske produktion [Collstrop, 2002], oplysninger fra et fransk pyrolyseanlæg [Beaumartin, 2002] samt personlig samtale med udviklingsingeniør Tage Madsen fra *Kommunekemi A/S* [Madsen, 2002].

Massestrømmen af imprægneret træ i Danmark

I figur 14.d fremgår sammenfatningen af massestrømsanalysen af imprægneret træ.



Figur 14.d Sammenfatning af massestrømsanalysen for imprægneret træ. Alle tal er i aktuelle tørstofindhold. Detaljerede oplysninger vedrørende udregning af alle tal fremgår af bilag 14a.

Råvarefase

Massestrøm: Råvarefasen omfatter dyrkning af det træ der imprægneres. Input til råvarefasen for imprægneret træ består derfor af input til skovbrug, der udgøres af et arealforbrug samt atmosfærens indhold af kuldioxid og regnvand. Massestrømmene af kuldioxid og regnvand vil ikke blive beskrevet nærmere, da disse indgår i de naturlige kredsløb. På grund af manglende kendskab til hvor træ til dansk produktion stammer fra, antages det som for den udenlandske

produktion, at træet stammer fra Sverige. Træ til brug i imprægneringsindustrien der producerer til Danmark udgør i alt 328.465 tons.

Forhold der påvirker miljøet: Forhold der påvirker miljøet i råvarefasen omfatter energi til skovning samt forbrug af kalk, kvælstofgødning og pesticid til skovbrug. De anvendte data er fra 1996, men vurderes, at være repræsentative for år 2000, da det antages at forholdene ved dyrkning og skovning ikke gennemgår større forandringer i disse år. Der medtages ikke transport, idet transporten af træ til produktion af imprægneret træ medregnes i produktionsfasen. Affald er ikke relevant, idet det antages, at al affald i form af afhuggede kviste med videre bliver liggende i skoven og indgår i et naturligt kredsløb.

Produktionsfase

Massestrøm: Denne fase omfatter to processer. Tilblivelsen af trævarerne der imprægneres samt selve imprægneringen. Da imprægneringen ødelægges ved bearbejdning, er det kun færdige produkter der imprægneres. Produktionsvirksomheder, der overholder retningslinjerne for imprægnering, er således ikke årsag til spild af imprægneret træ [Hansen et al., 1997, s. 73]. Under selve imprægneringsprocessen dannes en mindre mængde affald i form af slam fra opsamlingsstanke og filterkager fra rensning af filtre. Generelt opsamles dog det meste af det der spildes, og rester genbruges under processen [Miljøstyrelsen 1997b, s. 70]. På den baggrund vurderes de mængder, der går tabt i produktionsfasen, at være spild af træ ved forarbejdningen inden selve imprægneringen, samt det vand der fordamper fra træet inden det imprægneres. Input til denne fase består af de råvarer i form af træ og aktivstoffer, og output består af produkter og spild. Af de imprægnerede produkter, produceret i Danmark eksporteres de 21%.

Forhold der påvirker miljøet: Forhold der påvirker miljøet omfatter energi- og råvareforbrug samt transport. Der forekommer ingen emissioner fra selve produktionen af imprægneret træ, idet den tiloversblevne imprægneringsvæske opsamles og genanvendes.

Forbrug

Massestrøm: Forbruget udgøres af det træ, der importeres fra udlandet samt det træ der produceres i Danmark og ikke eksporteres. Output består af imprægneret affaldstræ fra husholdninger og erhverv. Desuden udvaskes omkring 25% af de aktivstoffer, der er anvendt som imprægneringsmiddel, i denne fase.

Forhold der påvirker miljøet: I forbrugsfasen er de forhold der påvirker miljøet, transport af det imprægnerede træ fra virksomheder til forbrugeren. Derudover forekommer der som nævnt ovenfor emissioner af aktivstofferne fra det imprægnerede træ til det omgivende miljø.

Renholdning

Massestrøm: Input til renholdningsfasen omfatter det imprægnerede træ, der er i det storskrald de danske kommuner indsamler fra husholdninger og mindre erhverv. Herudover er der et input fra byggeri- og anlægsbranchen, hvor bygherrerne selv står for bortskaffelse af deres affald. Output fra renholdningsfasen består af en mængde imprægneret træ, som sorteret erhvervsaffald samt udsorterede mængder af imprægneret affaldstræ fra storskrald. Det antages, at der ikke forekommer imprægneret affaldstræ i den blandede fraktion på grund af den fysiske størrelse af imprægnerede træprodukter, idet det anses for begrænset, hvor mange hegnspæle, jernbanesveller, vinduer ol., der kan være i en skraldepose. Der regnes altså med, at alt imprægneret affaldstræ fra husholdninger og mindre erhverv sættes til storskrald. Det skal dog tilføjes, at Miljøstyrelsen antager, at en vis mængde imprægneret affaldstræ afskaffes på ulovlig vis fra husholdningerne, ved eksempelvis afbrænding i private ovne [Miljøstyrelsen, 1997b, s. 68]. Det antages, at denne del ligeledes er ubetydelig i forhold til de samlede mængder, og der er set bort herfra.

Forhold der påvirker miljøet: I renholdningsfasen indsamles det imprægnerede affaldstræ enten via de kommunale storskraldsordninger eller ved, at det transporteres til en losseplads, af de der har genereret affaldet. De forhold der påvirker miljøet er således transport til losseplads og emissioner som følge af deponering.

14.3 Opstilling af scenarier

I dette afsnit beskrives opstillingen af de scenarier, der danner udgangspunkt for miljøvurdering af affaldshierarkiet. Først beskrives målsætningen for imprægneret træ i Affald 21, som danner baggrund for en vurdering af hvilke og hvor store mængder der kan flyttes rundt på i produktsystemet for imprægneret træ. Herefter opstilles i alt to scenarier for massestrømmen af imprægneret træ, og der foretages for hvert scenarium en kortlægning af den omdirigerede massestrøm og de påvirkninger dette medfører på miljøet. Massestrømsanalyse og kortlægning af forhold der påvirker miljøet ved scenarierne kan ses i bilag 14d og 14e.

Mål for imprægneret affaldstræ i Affald 21

Imprægneret træ indeholder som nævnt en række tungmetaller. I Affald 21 lægges der op til, at disse skal genanvendes, idet målsætningen med hensyn til imprægneret affaldstræ lyder: ”*at udnytte energi- og råvareressourcerne*” [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 183]. Desuden står der, at de initiativer der skal iværksættes på området omfatter, at det skal sikres, at imprægneret affaldstræ håndteres som ikke brændbart affald, samt at imprægneret affaldstræ skal indsamles og behandles særskilt således, at det kan blive behandlet, når der er udviklet egnede behandlingsmetoder hertil. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 183]

Scenarium 1: Genudnyttelse

I dette scenarium antages det, at det træ, der i dag deponeres, flyttes til genanvendelse ved genudnyttelse af energi og ressourcer ved anvendelse af et anlæg tilsvarende det anlæg der findes i Frankrig. På baggrund af tallene i massestrømsanalysen og de beskrevne miljøforhold i bilag 14b, kortlægges miljøforholdene for scenariet.

Ved genudnyttelse af energien flyttes mest muligt af det deponerede affald til genudnyttelse. Dette gælder både for det sorterede affald fra byggeri og anlæg, samt det sorterede affald fra husholdninger og mindre erhverv. Affaldet der genereres ved pyrolysering antages efterfølgende genanvendt som vejfyld.

Scenarium 2: Øget forbrænding

Ved øget forbrænding antages den mængde imprægneret affaldstræ, der i dag deponeres, at blive flyttet til forbrænding. På baggrund af tallene massestrømsanalysen og de beskrevne miljøforhold i bilag 14b, kortlægges miljøforholdene for scenariet. Ved forbrænding af imprægneret træ forudsættes det, at alt imprægneret affaldstræ bliver forbrændt på de almindelige forbrændingsanlæg i Danmark således, at intet udsorteret imprægneret træ bliver deponeret.



Miljøvurdering af affaldshierarkiet

Del 6

I denne del præsenteres fire forskellige miljøvurderinger af affaldshierarkiet. Den første miljøvurdering vurderer mål i den danske affaldspolitik, mens de tre andre miljøvurderinger vurderer en række opstillede scenarier på baggrund af det fælles grundlag udarbejdet i rapportens femte del.

I kapitel 15 præsenteres en strategisk miljøvurdering af de mål, der er opsat i affald 21 for fraktionerne papir, glas og imprægneret træ. Da målene for de tre fraktioner alle primært omhandler øget genanvendelse, bliver denne strategiske miljøvurdering en vurdering af øget genanvendelse sammenlignet den nuværende praksis. Denne strategiske miljøvurdering er foretaget før udarbejdelsen af de i del 5 præsenterede grundlag for miljøvurdering. I kapitlerne 16-18 præsenteres henholdsvis en strategisk miljøvurdering, en input-output vurdering og en livscyklusvurdering af de tre massestrømme; papir, glas og imprægneret træ. Herudfra vurderes det, om affaldshierarkiet er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip. Vurderingerne i disse tre kapitler bygger på det grundlag for miljøvurdering, som er beskrevet i del 5.

Til denne del hører bilagene 15a-c og 18a-c

15 Strategisk miljøvurdering 1

I dette kapitel indledes rapportens miljøvurderingsdel, med den første af i alt fire miljøvurderinger af massestrømmene papir, glas og imprægneret træ. Der foretages en strategisk miljøvurdering af de mål, der er opsat i Affald 21, for fraktionerne papir, glas og imprægneret træ. På denne baggrund foretages en vurdering af hvorvidt planlægning på baggrund af affaldshierarkiet er miljømæssig hensigtsmæssig.

15.1 Fremgangsmåde

Miljøvurderingerne i dette kapitel er i modsætning til de øvrige miljøvurderinger i rapporten, ikke baseret på kortlægningen af grundlaget præsenteret i bilag til kapitel 12, 13 og 14. Det er valgt at foretage miljøvurderingerne med udgangspunkt i Miljøministeriets vejledning om miljøkonsekvensvurdering af lovforslag og andre regeringsforslag i [Miljø- og Energiministeriet, 2001b]. Grunden til at denne metode vælges til den første strategiske miljøvurdering er, at den i modsætning til EU-direktivet skal foretages *"på baggrund af tilgængelig viden"* [Miljø- og Energiministeriet, 2001b, s. 5]. Således vurderes den danske vejledning at egne sig bedst til at vurdere på baggrund af et begrænset datagrundlag.

Strategiske miljøvurderinger er et redskab til miljøvurdering af politikker, love, planer og programmer. Det er derfor valgt at miljøvurdere affaldshierarkiet på baggrund af målsætningerne for papir, glas og imprægneret træ, som de er præsenteret i Affald 21, der er baseret på affaldshierarkiet. Fremgangsmåden i strategiske miljøvurderinger af lovforslag, er baseret på en sammenligning af 0-alternativet, der er den situation der tænkes at opstå, hvis ikke nye initiativer iværksættes for at nå målsætningen. Metoden omfatter tre trin. Først grovsorteres, ud fra en tjekliste der fremgår af vejledningen, hvorvidt forskellige kategorier af miljøkonsekvenser vil opstå som følge af målsætningen eller ej. Tjeklisten fremgår af bilag 15a. Herefter identificeres hvorvidt nogle af de mulige miljøpåvirkningerne bør undersøges nærmere. Til slut vurderes på baggrund af de to første trin hvorvidt målsætningen er årsag til væsentlige påvirkninger af miljøet indenfor de kategorier der påvirkes [Miljø- og Energiministeriet, 2001b, s. 7]. I forbindelse med gennemgang af tjeklisten kan det være relevant at komme ind på hvorvidt miljøpåvirkningerne er: Direkte eller indirekte, enkeltstående eller dele af det hele, midlertidige eller varige, kortsigtede eller langsigtede, globale, regionale og lokale, positive eller negative, tilsigtede eller utilsigtede [Miljø- og Energiministeriet, 2001b, s. 7]. I de følgende miljøvurderinger vurderes disse forhold sideløbende med gennemgangen af tjeklistens miljøpåvirkningskategorier.

Ifølge vejledningen skal miljøkonsekvensvurderinger desuden omfatte en beskrivelse af afværgeforanstaltninger for at undgå skadelige virkninger på miljøet, eventuelle målings- og opfølgingsprogrammer og en beskrivelse af den usikkerhed der er forbundet med konsekvensopgø-

relsen. Dette er dog ikke relevant i forhold til undersøgelsesområdet i denne rapport, og derfor medtages disse forhold ikke i miljøvurderingerne.

15.2 Strategisk miljøvurdering af målsætning for papir

I dette afsnit miljøvurderes målsætningen for fraktionen papir i forhold til 0-alternativet. 0-alternativet opfattes, som en situation hvor der ikke arbejdes for øget genanvendelse. Tjeklisten der er brugt ved miljøvurderingen fremgår af bilag 15a.

Mål og midler

Målsætningen for papir i Affald 21, er at opnå 60% genanvendelse af papir fra husholdninger og 75% genanvendelse af papir fra virksomheder samt fra offentlige og private institutioner. Dette skal nås ved, at der etableres henteordninger for husholdningsaffald, ansvaret for dette pålægges kommunerne. Desuden skal der udarbejdes vejledninger til offentlige og private virksomheder. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 198]

Miljøpåvirkninger

Natur - planter og dyr: Ved øget genanvendelse af papir frigøres ressourcer i form af træ, der ellers skulle være tilført papirindustrien som råvarer. Når det ikke længere er nødvendigt at dyrke samme mængde træ, er der mulighed for, at arealer, der tidligere har været driftsskov, kan udlægges til naturskov i stedet. På den baggrund vurderes det, at planter og dyrs udbredelse, formering og artsrigdom samt fordeling i landet kan påvirkes positivt.

Vand: Ved produktion af jomfrueligt papir sker der udledninger af forskellige forurenende stoffer til vandmiljøet. Disse vurderes at være årsag til væsentlig påvirkning af kvaliteten af vandløb, søer nær papirfabrikkerne. Produktion af genbrugspapir er årsag til væsentligt mindre udledninger. Derfor vurderes det, at øget produktion af genbrugspapir vil medføre væsentligt mindre vandforurening. Endvidere er der mulighed for at mængden af vand i vandløb og søer påvirkes, da der ved produktion af jomfrueligt papir bruges mere vand end ved produktion af genbrugspapir. Dette vurderes dog ikke at have væsentlig indflydelse på vandmængden.

Luft: Ændringer i transportforhold kan være årsag til påvirkninger af luftkvaliteten. Råvarer i form af nyt træ til produktion af papir, transporteres væsentligt længere end returpapir til produktion af papir. Dette skyldes, at en stor del af det træ der anvendes til det papir, der forbruges i Danmark, dyrkes og skoves i Sverige, mens returpapir primært indsamles og anvendes lokalt. Således vil øget genanvendelse medføre en reduktion af transport af råvarer. Samtidigt vil der dog ske en øget transport i forbindelse med indsamling af brugt papir til genbrug. Disse ændringer af transport medfører, at transport fra sø- og landtransport af råvarer udenfor byerne mindskes, mens der sker en øget transport af returpapir til genanvendelse i og omkring byerne. Samlet vurderes øget genanvendelse dog ikke at påvirke luftforholdene væsentligt.

Klima: Produktion af genbrugspapir, kræver mindre energi end produktion af jomfrueligt papir. Ofte produceres energi ved afbrænding af kul, olie og andre fossile brændsler, med emissioner af kuldioxid til følge. Det vurderes derfor, at øget genanvendelse vil medføre reducerede udledninger af kuldioxid, og derved påvirkes koncentrationen af drivhusgasser i atmosfæren i positiv retning ved øget genanvendelse. Det vurderes at klimapåvirkningen er væsentlig.

Ressourcer og ressourceforbrug: Energiforbruget påvirkes positivt, idet produktion af genbrugspapir er mindre energikrævende end produktion af jomfrueligt papir. Energien der spares betyder endvidere, at der spares ikke-fornybare ressourcer i form af fossile brændstoffer. Ved øget genanvendelse vil der også blive sparet en stor mængde fornybare råvarer, det vil sige træ, som kan bruges til andre formål, eller der vil blive frigjort skovarealer, som kan bruges til andre formål, eksempelvis naturskov, som beskrevet under *Natur – planter og dyr*. Det vurderes samlet, at ressourceforbruget reduceres væsentligt ved øget genindvinding.

Affald: Mængden af affald fra husholdninger og erhverv der sendes til forbrænding reduceres væsentligt, idet der udsorteres en stor mængde returpapir herfra.

Transport: Som beskrevet under *luft* vil transporten ændres idet sø- og landtransport af råvarer udenfor byerne mindskes, mens der sker en øget transport af papir til genanvendelse i byerne. Samlet set vurderes transporten ikke, at blive ændret væsentligt.

Usikkerhed ved udførelse af miljøvurderingen

I forbindelse med gennemgangen af miljøpåvirkningskategorierne i tjeklisten og den efterfølgende undersøgelse af de udvalgte miljøpåvirkningskategorier, blev der identificeret to forhold, som ved nærmere undersøgelse kunne have givet et bedre grundlag for miljøvurderingen. For det første ville kendskab til papirs indflydelse på brandværdien i den blandede affaldsfraktion kunne give et bedre billede af indvirkning på forbrænding af det øvrige affald, når mere papir udsorteres til genindvinding. Desuden ville kendskab til forurening som følge af indsamling af affald ved kommunale indsamlingsordninger kunne give et bedre billede af, hvor stor en lokal forurening øget indsamling vil være årsag til.

Sammenfatning

Samlet vurderes målene om øget genanvendelse af papir i Affald 21, at medføre positive påvirkninger af miljøet. Disse omfatter primært reduktioner i ressourcer, energi og udledninger til miljøet. Det skal dog tilføjes, at det er svært at vurdere påvirkningernes indflydelse på miljøet i forhold til Danmarks samlede miljøpåvirkninger. En oversigt over miljøpåvirkningerne som følge af udgangssituationen fremgår af figur 15.a.

Miljøpåvirkning	Positive miljømæssige konsekvenser	Negative miljømæssige konsekvenser
Sundhed og sikkerhed	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Natur, planter og dyr	<ul style="list-style-type: none"> Mulighed for øget biodiversitet Mulighed for bedre levesteder for dyr og planter 	Ingen væsentlige konsekvenser
Jord og undergrund	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Vand	<ul style="list-style-type: none"> Mindre vandforurening i vandløb og søer 	Ingen væsentlige konsekvenser
Luft	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Klima	<ul style="list-style-type: none"> Mindre udledning af drivhusgasser til atmosfæren 	Ingen væsentlige konsekvenser
Kulturmiljø, landskab	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Kulturmiljø, bygninger og kulturarv	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Ressourcer og ressourceforbrug	<ul style="list-style-type: none"> Mindre forbrug af ikke fornybare ressourcer i form af fossile brændsler Mindre forbrug af fornybare ressourcer i form af træ Frigørelse af arealer 	Ingen væsentlige konsekvenser
Affald	<ul style="list-style-type: none"> Reducerede affaldsmængder 	Ingen væsentlige konsekvenser
Transport	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser

Figur 15.a Oversigt over påvirkninger af miljøet som følge af målsætningerne for papir i Affald 21. Alle væsentlige miljøpåvirkninger er markeret med en sort prik. Disse er alle uddybet i teksten.

15.3 Strategisk miljøvurdering af målsætning for glas

I dette afsnit miljøvurderes målsætningen for fraktionen glas i forhold til 0-alternativet. 0-alternativet opfattes som for papir, at være en situation, hvor der ikke arbejdes for øget genanvendelse og at den nuværende genanvendelsesprocent dermed bibeholdes.

Mål og Midler

I Affald 21 tilsigtes det, at opnå 75% genanvendelse af glas. Genanvendelsesprocenten var i 1998 på 64% [Kaysen, 2001, s. 39]. Ved genanvendelse forstås både genbrug af flasker og genindvinding af skår. Midlerne til at nå målsætningen er, at returflaskesystemet skal bibeholdes, og at der skal iværksættes en informationskampagne vedrørende øget indsamling. Desuden

skal markedet undersøges for flasker til genbrug, og nedsættelse af skårprocent ved indsamling. Endelig skal kommunerne informeres om mulighederne for farveseparering. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 179]

Miljøpåvirkninger

Jord og undergrund: Jordoverfladen og de øverste jordlag påvirkes ved øget genbrug idet der vil ske en mindre råstofindvinding, når en større del af forbruget dækkes med genanvendt glas. Mængden af råstoffer der udgraves til produktion af glas vurderes dog at være ubetydeligt i forhold til de samlede mængder, da der i 1998 blev udvundet ca. 30 mio. m³ råstoffer, mens der blev genereret 190.000 tons glasaffald i Danmark [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 180; Miljø- og energiministeriet, 1999b, s. 281]. Endvidere er der mulighed for, at der vil ske en påvirkning af undergrunden, idet undergrunden bliver mere følsom overfor nedsivning af miljøfremmede stoffer, når der fjernes jordlag. Dette vurderes dog heller ikke at være årsag til væsentlige miljøpåvirkninger.

Vand: Øget genanvendelse vil som nævnt under *Jord og undergrund* muligvis være årsag til mindre nedsivning af miljøfremmede stoffer og dermed også mindre forurening af drikkevandet. Ud fra samme argumentation som for *Jord og undergrund* Vurderes målsætningen dog ikke at betyde væsentlige forbedringer. En indirekte effekt ved øget genbrug af glasflasker er, at de brugte flasker skal vaskes inden genpåfyldning, hvilket kan være årsag til øgede udledninger af rensmidler.

Luft: Ændringer i transportforhold kan være årsag til påvirkninger af miljøet, ved ligeledes at påvirke luftkvaliteten. Ved øget genanvendelse af glas spares der transport af råvarer til glasværkerne og transport af nyt glas til påfyldning. Til gengæld øges transporten til indsamling fra forbrugerne. Øget genanvendelse af glas kan således medføre en ændring af fra sø- og landtransport af råvarer udenfor byerne, til øget transport af glas til genanvendelse af glas i byerne. Derfor vurderes udledninger til luft fra transport at blive øget på lokalt niveau. Samlet vurderes det dog, at øget genanvendelse ikke vil være årsag til væsentlige ændringer af luft.

Klima: Energiforbrug ved glasproduktion, er årsag til udledning af kuldioxid til atmosfæren, da energien produceres ved afbrænding af kul, olie og andre fossile brændsler. Således vil der ved øget genanvendelse ske en mindre udledning end ved produktion af glas på glasværkerne. Målsætningen om øget genanvendelse vil derfor kunne medføre en væsentlig besparelse i bidrag til koncentrationen af drivhusgasser i atmosfæren.

Ressourcer og ressourceforbrug: Som det fremgår af beskrivelsen af miljøpåvirkningerne i forhold til *klima* vurderes det, at der vil ske en væsentlig besparelse i energiforbrug ved øget genanvendelse. Der vil desuden ske en ressourcebesparelse af sand og kalk, som beskrevet under *Jord og undergrund*. Denne besparelse vurderes som beskrevet ikke at være årsag til væ-

sentlige miljøbesparelser. Det forventes på baggrund af det reducerede energiforbrug, at der sker en væsentlig besparelse af fossile brændstoffer som kul, olie og gas. Ved mindre generering af affald medføres der desuden en væsentlig besparelse af arealer, der kan anvendes til andre formål.

Affald: Ved øget genanvendelse vil der blive flyttet store mængder af affald fra forbrænding til genanvendelse, idet der forventes en forøgelse på 11% af de samlede glasmængder. Således vil mængden af affald reduceres væsentligt.

Transport: Som beskrevet under *luft* vurderes det, at transport i forbindelse med øget genanvendelse ikke vil medføre væsentlige påvirkninger af miljøet.

Usikkerheder ved udførelse af miljøvurderingen

Usikkerhederne ved denne miljøvurdering er næsten tilsvarende vurderingen af usikkerhederne ved vurdering af papir. Således ville opgørelser af forurening som følge af øget transport til indsamling af affald have givet et bedre billede af miljøpåvirkningerne ved genanvendelse. Det samme gælder opgørelser af konkrete besparelser i ressource- og energiforbrug samt udledninger til miljøet.

Sammenfatning

Samlet vurderes målsætningen om glas i Affald 21 at medføre positive påvirkninger af miljøet. Dette sker primært ved reducere ressourceforbrug, energiforbrug og udledninger til miljøet. Som i miljøvurderingen af papir, skal det dog tilføjes, at det er svært at vurdere påvirkningernes indflydelse på miljøet i forhold til Danmarks samlede miljøpåvirkninger. En oversigt over de miljøpåvirkninger der er vurderet at have væsentlige konsekvenser fremgår af figur 15.b.

Miljøpåvirkning	Positive miljømæssige konsekvenser	Negative konsekvenser for miljøet
Natur, planter og dyr	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Jord og undergrund	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Vand	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Luft	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Klima	<ul style="list-style-type: none"> Mindre udledning af drivhusgasser til atmosfæren 	Ingen væsentlige konsekvenser
Kulturmiljø, landskab	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Kulturmiljø, bygninger og kulturarv	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Ressourcer og ressourceforbrug	<ul style="list-style-type: none"> Mindre forbrug af fossile brændstoffer som kul, olie og gas Frigørelse af arealer 	Ingen væsentlige konsekvenser
Affald	<ul style="list-style-type: none"> Mindre mængder 	Ingen væsentlige konsekvenser
Transport	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser

Figur 15.b Oversigt over miljømæssige konsekvenser ved øget genanvendelse af glas.

15.4 Imprægneret træ

For imprægneret træ betragtes 0-alternativet, som fortsat deponering af fraktionen. Samtidigt forventes det, at stofferne som er i det imprægnerede træ vil blive mindre forurenende i fremtiden, da det er blevet forbudt at anvende kresot, arsen og krom til imprægnering i Danmark. Tjeklisten, der er brugt som udgangspunkt for miljøvurderingen, fremgår af bilag 15c.

Mål og midler

I Affald 21 er målsætningen for fraktionen af imprægneret træ, at udnytte energi- og råvareresourcerne. Konkret forventes det at fjerne 25 tons arsen og 75 tons krom fra det almindelige affald ved de planlagte initiativer indenfor imprægneret træ [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 20]. Midlerne til dette er vedtagelse af nye regler for behandling af imprægneret træ samt udvikling af nye metoder til behandling. Som afbødning for de miljøpåvirkninger, der kan opstå som følge af forbrænding deponeres imprægneret træ i øjeblikket midlertidigt [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 183]. Det er på denne baggrund, at deponering antages at være 0-alternativet for denne fraktion. Da der ikke peges på nogle konkrete metoder til at øge gena-

vendelsen af imprægneret træ i Affald 21, forudsættes det i denne miljøvurdering, at dette vil foregå i en pyrolyseproces med efterfølgende separation af mineraler og metaller.

Miljøpåvirkninger

Jord og undergrund: Det vurderes, at der kan opnås en mindre miljøbesparelse idet der deponeres mindre imprægneret træ med indhold af tungmetaller, hvilket betyder at mindre tungmetaller udsiver til jorden under lossepladser. Væsentligheden af påvirkningerne er dog svære at vurdere. Der er stor usikkerhed om hvor meget der opsamles af lossepladsernes membraner eller udvaskes i perkolat, der renses på lossepladsernes perkolatrensningsanlæg.

Luft: Ved pyrolyse er der en risiko for udledninger af tungmetaller til luft, men da der er strenge regler for rensning af røggas, vurderes det, at der kun er risiko for udledning af uvæsentlige mængder.

Klima: Da målsætningen for imprægneret træ blandt andet omhandler udnyttelse af energiresourcerne, vurderes det, at der er mulighed for en væsentlig mindre udledning af kuldioxid, da energien der er dannet ved pyrolyse er CO₂-neutral. Således er denne energi mindre forurenende end energi produceret ved afbrænding af fossile brændstoffer, der er årsag til udledninger af kuldioxid.

Ressourcer og ressourceforbrug: Når råvareressourcerne i imprægneret træ i form af tungmetaller udvindes, vil disse erstatte udvinding af nye ressourcer der er ikke-fornybare. Disse vurderes dog ikke at udgøre væsentlige mængder i forhold til den totale massestrøm af tungmetaller i samfundet, da tungmetallerne maksimalt udgør 0,5% af vægten af imprægneret træ. Når energien udvindes, vil det påvirke energiforbruget, positivt, idet der derved fortrænges en mængde energi fra det danske energisystem. Det vurderes på denne baggrund, at der opnås en væsentlig energibesparelse. Ved at udnytte ressourcerne i det imprægnerede træ vurderes det, at arealforbruget i forbindelse med lossepladser vil blive reduceret væsentligt, idet mængderne af imprægneret træ ifølge Affald 21 udgør ca. 120.000 tons, og dermed udgør 10% af Danmarks samlede affaldsmængder til deponering. Samlet vurderes ressourceforbruget at påvirkes væsentligt.

Affald: Som beskrevet under *Ressourcer og ressourceforbrug* forventes affaldsmængderne at blive reduceret væsentligt. Desuden vil arten af det affald der deponeres forbedres, da tungmetallerne antages genudvundet og dermed ikke længere er årsag til udsivning på lossepladser. Samlet vurderes affald at påvirkes væsentligt ved udnyttelse af ressourcerne i imprægneret træ.

Usikkerhed ved udførelse af miljøvurderingen

I forbindelse med gennemgang af miljøpåvirkningskategorierne i tjeklisten og efterfølgende undersøgelser, blev det identificeret at følgende forhold kunne have givet et bedre grundlag for miljøvurderingen: For at belyse miljøpåvirkningerne som følge af deponering ville et yderligere

kendskab til miljøforhold i forbindelse med udledning fra lossepladser have været ønskeligt. Desuden ville en opgørelse over Danmarks samlede forbrug af tungmetaller have givet et bedre indtryk af den påvirkning genudnyttelsen af tungmetaller i imprægneret træ har for ressourceforbrug.

Sammenfatning

Samlet vurderes det, at målsætningen for imprægneret træ vil have væsentlige positive miljømæssige konsekvenser. Forbedringerne opnås primært ved mindre emissioner af drivhusgasser, men også ressourcebesparelserne er væsentlige. En oversigt over de miljøpåvirkninger der er vurderet at have væsentlige konsekvenser fremgår af figur 15.c.

Miljøpåvirkning	Positive miljømæssige konsekvenser	Negative konsekvenser for miljøet
Sundhed og sikkerhed	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Natur, planter og dyr	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Jord og undergrund	Usikkert	Ingen væsentlige konsekvenser
Vand	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Luft	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Klima	<ul style="list-style-type: none"> Mindre koncentration af drivhusgasser i atmosfæren 	Ingen væsentlige konsekvenser
Kulturmiljø, landskab	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Kulturmiljø, bygninger og kulturarv	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser
Ressourcer og resourceforbrug	<ul style="list-style-type: none"> Mindre arealforbrug Mindre energiforbrug 	Ingen væsentlige konsekvenser
Affald	<ul style="list-style-type: none"> Mindre affaldsmængder Mindre koncentration af tungmetaller i affald 	Ingen væsentlige konsekvenser
Transport	Ingen væsentlige konsekvenser	Ingen væsentlige konsekvenser

Figur 15.c Oversigt over væsentlige miljømæssige konsekvenser ved udnyttelse af ressourcerne i imprægneret træ.

15.5 Vurdering af affaldshierarkiet på baggrund af miljøvurderingerne

Ved at betragte de tre udførte strategiske miljøvurderinger, ses det, at planlægning baseret på affaldshierarkiet som i Affald 21, kan medføre positive miljøpåvirkninger for meget forskelligartede typer af fraktioner. Graden af den miljøbesparelse der opnås afhænger af flere forhold, især udgangspunktet ud fra hvilket der planlægges, er af betydning for hvor stor en besparelse det er muligt at opnå. Eksempelvis er der en øvre grænse for hvor meget det er muligt at indsamle og genanvende. Det vurderes dog, at planlægning der baseres på affaldshierarkiet med stor sandsynlighed er miljømæssigt hensigtsmæssig. Dette indikerer at affaldshierarkiet er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip.

16 Strategisk miljøvurdering 2

I dette kapitel miljøvurderes scenarierne for fraktionerne af papir, glas og imprægneret træ, der er præsenteret i kapitlerne 12, 13 og 14. I modsætning til den strategiske miljøvurdering der er foretaget i forrige kapitel, udnyttes i denne strategiske miljøvurdering den baggrundsviden, der er opnået ved kortlægning af massestrømme og forhold, der påvirker miljøet. Scenarierne nævnes i det følgende alternativer. Miljøvurderingen har til formål, at identificere mulige miljøpåvirkninger ved implementering af de forskellige alternativer i forhold til udgangssituationen.

16.1 Fremgangsmåde

Der tages udgangspunkt i EU-direktivet for strategiske miljøvurderinger beskrevet i kapitel 6. I dette kapitel miljøvurderes ikke én plan eller ét program, men derimod forskellige planer/programmer for hver massestrøm repræsenteret ved de opstillede alternativer.

I forbindelse med udførelse af miljøvurderingerne, har det været svært at overskue de mange data opgjort for hvert alternativ i de relaterede bilag. Dette har betydet, at det primært er den baggrundsviden for fraktionerne og de ændringer der sker i systemerne for disse, der ligger til grund for miljøvurderingen.

Det er på baggrund af kravene i direktivet og ønsket om at belyse effekten af affaldshierarkiet valgt, at opdele de strategiske miljøvurderinger i dette kapitel således, at det først beskrives, hvilke miljøpåvirkninger der er som følge af den nuværende affaldshåndtering. Herefter beskrives de forhold, der forandres ved alternativerne, og hvordan det vil påvirke miljøet i forhold til udgangssituationen. Endelig beskrives usikkerheder forbundet med udarbejdelse af miljøvurderingerne, og hvad der kan undersøges for at modvirke eventuelle usikkerheder. Der afgrænses fra at behandle miljøbeskyttelsesmål og afværgeforanstaltninger, da der ikke er tale om en dækket plan eller program, hvor sådanne indgår.

Efter hver miljøvurdering samles der op på de positive og negative miljømæssige konsekvenser ved alternativerne. Således sammenfattes delkonklusionerne for fraktionerne i en overordnet miljøvurdering. Resultatet af miljøvurderingen præsenteres ved en kvalitativ beskrivelse og er opgjort i skemaer udarbejdet med inspiration i de skemaer, der almindeligvis anvendes ved udarbejdelse af miljøkonsekvensvurderinger af lovforslag i Danmark.

Datagrundlaget for miljøvurderinger af udgangssituationerne kan ses i bilag 12c, 13c og 14c. Alternativerne fremgår af bilagene 12d-f, 13d-g samt 14d-e.

16.2 Strategisk miljøvurdering af papir

I dette afsnit foretages en strategisk miljøvurdering af forskellige alternativer til den nuværende behandling af affaldsfraktionen af papir i Danmark. Alternativerne holdes op mod den udvikling, der forventes, hvis der ikke foretages ændringer i den nuværende affaldsbehandling. Miljøvurderingerne er udarbejdet på grundlag af opgørelser af forhold der påvirker miljøet i bilag 12b-f.

For at belyse miljøpåvirkningerne af de forskellige trin i affaldshierarkiet sammenlignes de samlede miljøpåvirkninger som følge af massestrømmen af papir i Danmark med de samlede miljøpåvirkninger ved alternativerne:

1. Øget genindvinding
2. Øget forbrænding
3. Øget deponering

Miljøpåvirkninger for udgangssituationen

Biologisk mangfoldighed, flora og fauna: Der skoves ca. 2,9 mio. tons træ og savsmuld til produktion af papirmasse til nyt papir, der produceres til Danmark. Hertil bruges 6.650 km² skov. Driftsformer ved skovdrift har indflydelse på plante og dyreliv. Sprøjtes der eksempelvis med skadedyrsbekæmpende midler, er der mulighed for at ødelægge fødegrundlaget for flere af de dyrearter, der ellers ville kunne findes i skovene. Desuden har hugstformen betydning. Produktion af papirmasse baseret på træ som råvare vurderes derfor at være årsag til væsentlig påvirkning af den biologiske mangfoldighed i store skovområder.

Ved produktion af papirmasse sker der store udledninger af stoffer, der påvirker iltindholdet i vandløb. Eksempelvis udledes ved papir og papirmasseproduktion tilsammen ca. 14.000 tons COD og BOD. Herudover udledes også stoffer som fosfor, kvælstof og tungmetaller til vandmiljøet ved papir og papirmasseproduktion. Det skal dog nævnes, at udledningerne fra papirmassefabrikkerne de seneste 10-20 år er reduceret væsentligt. Det er specielt udledninger af organiske klorforbindelser, der er mindsket, men også kvælstof, fosfor samt COD og BOD er reduceret betydeligt. På denne baggrund vurderes det, at den biologiske mangfoldighed i vandløb, søer eller lignende kan forstyrres i lokale områder nær papirfabrikkerne.

Menneskers sundhed: Papirproduktion er en meget energiintensiv industri, og er som følge deraf årsag til store emissioner af kvælstofoxider, svovloxider, partikler og metaller til luft og vand. Hertil kommer en mindre udledning fra forbrændingsanlæggene hvor papiraffald forbrændes. Ved produktion og distribution af papir tilbagelægges endvidere store transportafstande. Transport er årsag til emissioner af både partikler og kvælstofoxider. Trods de relativt store emissioner relateret til distribution og produktion af papir, vurderes det, at massestrømmen

af papir ikke har væsentlig indflydelse på menneskers sundhed. Vurderingen er baseret på, at emissionerne er koncentreret omkring få papirfabrikker og at størstedelen af transporten foregår på store veje og ikke i nærheden af mange mennesker.

Jordbund: Det vurderes, at der ikke sker nogen væsentlig påvirkning af jordbunden som følge af produktion, forbrug og bortskaffelse af papir i og til Danmark.

Vand: Som beskrevet i forbindelse med påvirkninger af *biologisk mangfoldighed, flora og fauna*, sker der væsentlige udledninger af metaller og organiske materialer til vandløb, søer og lignende vandmiljøer. Dog vurderes der ikke at ske nogen væsentlig påvirkning af grundvand som følge af massestrømmen af papir i og til Danmark.

Luft: Som beskrevet i forbindelse med påvirkninger af *menneskers sundhed* sker der væsentlige udledninger af kvælstofoxider, svovloxider, partikler og metaller til luften, som følge af både transport og energiforbrug i forbindelse med produktion, forbrug og bortskaffelse af papir i og til Danmark. Samtidig er papirstrømmen meget stor, og det vurderes derfor, at massestrømmen af papir påvirker luftkvaliteten væsentligt.

Klimatiske faktorer: Produktion af papir er meget energiintensivt og medfører af den grund væsentlige emissioner af kuldioxid. Således bidrages der til øget global opvarmning. Samtidigt fortrænges en mængde kuldioxid ved forbrænding af papiraffald i bortskaffelsesfasen. Samlet set bruges der dog væsentligt mere energi end der produceres ved forbrænding. Produktionen af papir vurderes derfor, at bidrage til drivhuseffekt og dermed påvirke klimaet væsentligt.

Befolkning og materielle goder: Papir anvendes i dag til mange formål, og bidrager på denne måde til at opfylde behov i befolkningen. Papir anvendes både til opretholdelse af hygiejne, kommunikation, kunst, emballering og meget andet. Således bidrager forbruget af papir væsentligt til befolkningens velfærd.

Kulturarv og landskab: Det vurderes, at produktion, forbrug og bortskaffelse af papir i og til Danmark ikke påvirker kulturarv og landskab.

I figur 16.a er det opsummeret hvilke miljøkategorier, der vurderes at være væsentlige.

Miljøpåvirkningskategorier	Udgangssituation
Biologisk mangfoldighed, flora og fauna	Negativ påvirkning
Menneskers sundhed	Ingen væsentlige påvirkning
Jordbund	Ingen væsentlige påvirkning
Vand	Negativ påvirkning
Luft	Negativ påvirkning
Klimatiske faktorer	Negativ påvirkning
Befolkning og materielle goder	Positiv påvirkning
Kulturarv og landskab	Ingen væsentlige påvirkning

Figur 16.a Miljøpåvirkninger som følge af udgangssituationen for papirfraktionen.

Det fremgår af beskrivelsen af miljøpåvirkninger, at nogle udledninger er årsag til forskelligartede miljøpåvirkninger. Således er emissioner til luft, som følge af den energiintensive produktion, transporten af råvarer og papir samt forbrænding heraf i bortskaffelsesfasen årsag til både klimapåvirkninger, dårligere luftkvalitet og forringet sundhedsvilkår for mennesker. Energiforbrug og transportomfang er årsag til væsentlige miljøpåvirkninger af flest kategorier. Derfor vurderes energi og transport at være årsag til de væsentligste miljøpåvirkninger.

Alternativ 1 - Øget genindvinding af papir

For dette alternativ vurderes det, hvad der sker hvis mængden af indsamlet returpapir til genindvinding øges og anvendes som råvare ved produktion af nyt papir. Miljøvurderingen af dette alternativ er baseret på scenariet beskrevet i bilag 12d. En mængde papir flyttes fra den blandede fraktion, der forbrændes, til genindvinding. Den ekstra mængde udsortet returpapir antages, at blive eksporteret til udenlandsk papirproduktion. For at belyse effekterne af øget genindvinding antages det, at udenlandske papirfabrikker, der producerer til Danmark, erstatter jomfruelig papirmasse med returmasse produceret med den ekstra mængde returpapir, der udsorteres i Danmark.

Øget genindvinding vil således medføre en ændring i mængder af træ, der anvendes som råvarer ved papirproduktion i udlandet. Der kan spares 0,7 mio. tons træ som råvare, hvilket svarer til 1.850 km² skovareal, der kan anvendes til andre formål, eksempelvis afbrænding til energiproduktion, eller omlægning af driftsskov til naturskov.

Udover, at der spares træ ved at erstatte jomfruelig masse med returmasse, så spares der energi. Energiforbruget til produktion af 1 tons returmasse er således 1.422 MJ, mens det for jomfruelig masse er 16.285 MJ. Det vil sige, at der spares 13.823 MJ pr. tons papir. Ved forbrænding af papiraffald produceres energi, hvilket i en vis grad opvejer besparelsen ved at bruge returpapir som råvare i stedet for træ. Ved forbrænding af 1 tons papir produceres 10.711 MJ. Det vil sige,

at der samlet er en besparelse på 3.112 MJ pr. tons returmasse, der erstatter jomfruelig masse. Ved øget genindvinding sker der en mindre transport af råvarer, men til gengæld øges transporten til indsamling af papir. Der vurderes dog ikke at ske nogle væsentlige ændringer i den samlede transport. Det vurderes endvidere, at der ikke sker nogen væsentlig påvirkning af vand som følge af dette alternativ.

Det vurderes, at dette alternativ vil påvirke miljøet positivt på flere måder. Der kan ske en positiv påvirkning af *biologisk mangfoldighed, flora og fauna*, hvis det reducerede behov for træ som råvare medfører, at der oprettes naturskov. Desuden vil reduktionen i energiforbrug betyde væsentligt mindre udledninger til luft af specielt kuldioxid, kvælstofoxider og partikler. Dette vil påvirke både kvaliteten af *luft*, og *klima*.

Samlet vurderes det, at være miljømæssigt hensigtsmæssigt, at flytte papiraffald fra forbrænding til genindvinding.

Alternativ 2 – Øget forbrænding af papir

I dette alternativ identificeres ændringer i miljøpåvirkninger, hvis en øget mængde papiraffald forbrændes. Det antages, at indsamling af returpapir indstilles, og at papiret i stedet forbrændes i den blandede fraktion. Dette alternativ er baseret på opgørelser i bilag 12e. Ved indstilling af indsamling af udsorteret papiraffald, mister de danske papirfabrikker deres vigtigste råvare. Det forudsættes, at de danske papirfabrikker erstatter returpapiret med importeret papirmasse, og opretholder en produktion som i udgangssituationen. For at vurdere effekterne af dette alternativ antages det endvidere, at den papirmasse, som de danske papirfabrikker importerer, er jomfruelig papirmasse. Samtidigt ændres forholdet mellem produktion af returmasse og jomfruelig papirmasse på de udenlandske papirmassefabrikker som følge af, at der ikke eksporteres returpapir fra Danmark.

Øget forbrænding vil medføre, at der skal bruges øgede mængder af træ til produktion af papir, og derved skal der enten tages nye arealer til skovdrift i brug, hvis den nuværende driftsform bibeholdes, eller der skal føres mere intensiv skovdrift på de arealer, der anvendes i forvejen. Det antages at være mest realistisk, at arealerne udvides. For at forsyne papirfabrikkerne med den nødvendige mængde træ til jomfruelig papirmasse i dette alternativ, skal et areal på i alt 11.827 km² skov dyrkes. Dette svarer til et øget arealforbrug med ca. 5.000 km² i forhold til udgangssituationen. Det vurderes på den baggrund, at alternativet vil bidrage til væsentlige negative påvirkninger af *biologisk mangfoldighed, flora og fauna*.

Da produktionen af jomfruelig masse i forbindelse med alternativ 1, blev identificeret som værende årsag til en samlet stigning i energiforbrug på 3.112 MJ pr. tons, vil dette alternativ medføre tilsvarende væsentlige negative påvirkninger af *klima*.

Det vurderes på grund af de beskrevne påvirkninger, at det ikke er hensigtsmæssigt at opgive indsamling af papir og i stedet forbrænde det.

Alternativ 3 – Øget deponering af papir

For at belyse forskellen på at forbrænde og deponere, tænkes hele den blandede fraktion, der forbrændes i udgangssituationen, deponeret. Denne ændring foregår udelukkende i renholdningssystemet og har ikke indflydelse på forhold ved produktion og forbrug af papir. Dette alternativ er baseret på opgørelser i bilag 12f. Når papir ikke forbrændes, men i stedet deponeres, mistes den mængde energi, der ellers ville være produceret på forbrændingsanlægget, dette svarer til 10.711 MJ. På denne måde sker der en negativ påvirkning af luftkvaliteten og de klimatiske forhold. Transporten vurderes ikke at blive ændret væsentligt ved dette alternativ.

Hvis den blandede fraktion deponeres i stedet for at blive forbrændt, vil dette desuden medføre, at der opstår et større deponeringsbehov end i udgangssituationen. På deponeringsanlæg fås en række forskellige negative påvirkninger af jord og vand, som dannelse af deponigas, udvaskning i form af perkolat. Desuden regnes også selve arealet, der anvendes til deponering, som en negativ påvirkning af landskabet.

Samlet vurderes det, at alternativ 3 vil have væsentligt negative følger for miljøet. På grund af miljøpåvirkningerne som følge af dette alternativ, vurderes det at det ikke er hensigtsmæssigt at deponere papir frem for at forbrænde det.

Usikkerheder og mangler ved udførelse af miljøvurderingen

Det er svært, at vurdere, hvad en ændring i transport betyder for miljøet, sammenlignet med en ændring i energiforbrug. Et overblik over de samlede ændringer i emissioner og råvareforbrug fremgår ikke af det udarbejdede grundlag til miljøvurderinger. Dette er en mangel i den udarbejdede strategiske miljøvurdering.

Sammenfatning

I figur 16.b fremgår en oversigt over de positive og negative påvirkninger alternativene medfører i forhold til udgangssituationen. Der gøres opmærksom på, at alternativene i figuren ikke kan sammenlignes på tværs, men hver især skal sammenlignes med udgangssituationen.

Miljøpåvirkningskategorier	Alternativ 1 Øget genanvendelse	Alternativ 2- øget forbrænding	Alternativ 3-øget deponering
Biologisk mangfoldighed, flora og fauna	Positiv ændring	Negativ ændring	Ingen ændring
Menneskers sundhed	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring
Jordbund	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring
Vand	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring
Luft	Positiv ændring	Negativ ændring	Negativ ændring
Klimatiske faktorer	Positiv ændring	Negativ ændring	Negativ ændring
Materielle goder	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring
Kulturarv og landskab	Ingen ændring	Ingen ændring	Negativ ændring

Figur 16.b Miljøpåvirkninger ved alternativer for papir. Ændringerne, der er angivet, er i forhold til udgangssituationen. Det er ikke angivet, om der ved alternativerne er væsentlige påvirkninger, kun om der er væsentlige **ændringer** i forhold til udgangssituationen.

Som det fremgår af alternativ 1 i figur 16.b, så er der væsentlige positive forbedringer, ved at flytte papiraffald fra forbrænding til genindvinding. Der er desuden negative ændringer ved at flytte fra genbrug til forbrænding, og endelig er der negative ændringer ved at deponere i stedet for at forbrænde papiret. På denne baggrund vurderes det at affaldshierarkiet er hensigtsmæssigt i forbindelse med håndtering af papiraffald.

16.3 Strategisk miljøvurdering af glas

I dette afsnit foretages en strategisk miljøvurdering af håndteringen af glasaffald. Som for papir er der opstillet en række alternativer, der miljøvurderes i forhold til udgangssituationen. Alternativerne holdes op mod den udvikling, der forventes, hvis der ikke foretages ændringer i den nuværende affaldsbehandling. Miljøvurderingerne er udarbejdet på grundlag af opgørelser af forhold, der påvirker miljøet i bilag 13b-g.

Alternativerne for glas er:

1. Øget genindvinding
2. Øget genbrug
3. Øget forbrænding
4. Øget deponering

Miljøpåvirkninger for udgangssituationen

Biologisk mangfoldighed, flora og fauna: Det danske forbrug af glas vurderes ikke at påvirke miljøforhold i denne kategori.

Menneskers sundhed: Glasproduktion er meget energiintensiv, og er som følge deraf årsag til store emissioner af kvælstofoxider, svovloxider, partikler og metaller til luft og vand. Ved produktion, distribution og forbrug af glas tilbagelægges endvidere store transportafstande. Transport er årsag til emissioner af både partikler og kvælstofoxider. Trods de relativt store emissioner relateret til forbrug og produktion af glas, vurderes det, at glas ikke har væsentlig indflydelse på menneskers sundhed. Vurderingen er baseret på, at emissionerne er koncentreret omkring få glasfabrikker og at størstedelen af transporten foregår på store veje og ikke i nærheden af mange mennesker.

Jordbund: Det vurderes, at udgravninger af råvarer til produktion af glas ikke er væsentlige i forhold til de samlede råstofmængder, der udgraves.

Vand: Der forekommer stort set ikke udledninger til vand fra produktion af glas, men ved skylning af returflasker anvendes blandt andet lud og svovlsyre. Fra skylleprocessen sker der udledninger af spildevand til vandmiljøer. Her udledes blandt andet stoffer som er årsag til BOD og COD. Desuden sker der udledninger af natriumioner og sulfat. Udledningerne fra skylleprocessen er af lokal karakter og vurderes ikke at være årsag til væsentlige påvirkninger af vandmiljøet.

Luft: Som beskrevet i forbindelse med påvirkninger af *menneskers sundhed*, er udledninger af kvælstofoxider, svovloxider, partikler og metaller til luften, som følge af både transport og energiforbrug for glas. Det vurderes at disse påvirkninger ikke er væsentlige.

Klimatiske faktorer: Emissioner som følge af energiforbruget til glasproduktion omfatter kuldioxid, der bidrager til drivhuseffekten. På denne baggrund vurderes glas at være årsag til væsentlige påvirkninger af det globale klima.

Befolkning og materielle goder: Glas anvendes i dag til mange formål, og bidrager på denne måde til at opfylde befolkningens behov i hverdagen. Glas anvendes både til vinduer, emballering, service og meget andet. Således bidrager forbruget af glas væsentligt til befolkningens velfærd.

Kulturarv og landskab: Glasforbruget påvirker landskabet ved gravning efter råstoffer. Denne påvirkning vurderes dog ikke at være væsentlig, da mængderne er små, set i forhold til de totale mængder der graves op til andre formål. Glasforbruget er også årsag til affaldsmængder i den

blandede fraktion der forbrændes. Rester efter forbrænding deponeres. Når glas forbrændes mindskes volumen af glasset ikke, hvorfor det er årsag til et arealforbrug, når slagger og aske deponeres. Dette arealforbrug vurderes dog ikke at være årsag til, at kulturarv og landskab påvirkes væsentligt

I figur 16.c er det opsummeret hvilke miljøkategorier der påvirkes væsentligt.

Miljøpåvirkningskategorier	Udgangssituation
Biologisk mangfoldighed, flora og fauna	Ingen væsentlige påvirkning
Menneskers sundhed	Ingen væsentlige påvirkning
Jordbund	Ingen væsentlige påvirkning
Vand	Ingen væsentlige påvirkning
Luft	Ingen væsentlige påvirkning
Klimatiske faktorer	Negativ påvirkning
Befolkning og materielle goder	Positiv påvirkning
Kulturarv og landskab	Ingen væsentlige påvirkning

Figur 16.c Miljøpåvirkninger for udgangssituation. Det er angivet om der er tale om negative eller positive eller ingen væsentlige påvirkninger

Den eneste væsentlige negative miljøpåvirkning relateret til massestrømmen af glas er vurderet at være indenfor kategorien klima. Derfor er transport og energiforbrug, der er årsag til udledninger af kuldioxid, udpeget til at være de væsentligste forureningskilder.

Alternativ 1 – øget genbrug af glas

I miljøvurderingen af dette alternativ identificeres de ændringer i miljøpåvirkninger, der opstår i forhold til udgangssituationen, hvis der flyttes mest muligt sorteret glasaffald fra genindvinding til genbrug. Dette alternativ er baseret på opgørelser i bilag 13d.

Når flasker genbruges spares der råvarer til produktion af nyt glas. Der bruges gennemsnitligt 6,19 GJ til produktion af 1 tons glas. Da pantflasker i Danmark gennemsnitligt genbruges 30 gange, bliver energiforbruget pr. gang en genbrugsflaske bruges 206 MJ/tons. Når 1 tons genbrugsflasker skal skylles går der 550 MJ mere end til engangsflasker. Der spares således i alt 5,43 GJ ved at flytte 1 tons flasker til genbrug. Omfanget af transport vurderes ikke at ændres væsentligt i dette alternativ.

Samlet vurderes det, at det er muligt at opnå væsentlige reduktioner af miljømæssige påvirkninger som følge af det sparede energiforbrug. Derfor kan det konkluderes at genbrug er væsentlig bedre end genindvinding.

Alternativ 2 – Øget genindvinding af glas

I dette alternativ identificeres de ændringer i miljøpåvirkninger, der opstår i forhold til udgangssituationen, hvis glas flyttes til genindvinding fra den blandede fraktion fra husholdningerne. Dette alternativ er baseret på opgørelser i bilag 13e.

Når der genindvindes større mængder skår, som omsmeltes til nyt glas, spares en mængde energi. Energiforbruget reduceres med 0,275% hver gang skårprocenten i råvareinputtet til glasværkerne øges med 1%. I dette alternativ øges skårprocenten fra 42% til 50%. Dermed spares der 2,2% energi i glasproduktionen i forhold til udgangssituationen. Energiforbruget er som beskrevet i miljøvurderingen af udgangssituationen årsag til væsentlige påvirkninger af klimatiske forhold. Der vurderes ikke at ske væsentlige ændringer i omfanget af transport i dette alternativ.

Samlet vurderes det, at det er miljømæssigt hensigtsmæssigt, at flytte glasaffaldet fra den blandede fraktion til genindvinding.

Alternativ 3 – Øget forbrænding af glas

I dette alternativ flyttes glas fra det udsorterede glas fra husholdningerne, der genindvindes i udgangssituationen til den blandede affaldsfraktion, som sendes til forbrænding. Alternativet er baseret på opgørelser i bilag 13f. Dette alternativ indebærer, at indsamlingsordningen af glas til genindvinding opgives, og at der i stedet satses på et simplere affaldssystem, hvor glas der tidligere blev sendt til genindvinding, medtages i den blandede fraktion til forbrænding. Dog bibeholdes pantflaskesystemet.

Alternativet medfører, at der ikke transporteres glas til genindvinding, en lille stigning i transport af den blandede fraktion samt en øget transport af nye råvarer til glasværkerne. Således påvirkes udledninger til luft som følge af øget transport. Denne forøgelse vurderes dog ikke at være væsentlig. Alternativet vil desuden medføre et øget energiforbrug til produktion af glas, da mængden af skår, der genindvindes, reduceres fra 42% til 25%. Dette medfører en stigning i energiforbrug, med 4,7%. Dette vurderes at være årsag til væsentlige negative påvirkninger af klimatiske forhold.

Øget forbrænding af glas vil medføre øgede mængder af slagge og aske til deponi. Dette vurderes at påvirke arealer til lossepladser væsentligt, og dermed være årsag til negativ påvirkning af landskabelige forhold.

Samlet vurderes det, at det ikke er miljømæssigt hensigtsmæssigt at opgive indsamling af glas til genindvinding og i stedet sende det til forbrænding.

Alternativ 4 – Øget deponering af glas

I alternativ 4 flyttes en øget mængde glas fra den blandede brændbare fraktion til deponering. Alternativet er baseret på opgørelser i bilag 13g. Der tænkes gennemført en øget sortering i husholdningerne, hvor hver husholdning skal sortere sit blandede affald i en brændbar og en ikke-brændbar fraktion. Den ikke-brændbare fraktion deponeres. Det vil sige, at der i scenariet flyttes mest mulig glas fra den brændbare fraktion til en ikke-brændbar fraktion. Den nye ikke-brændbare fraktion vil eksempelvis bestå af metallåg, keramikaffald og beskidte syltetøjsglas.

Gevinsten med denne ekstra sortering i husholdningerne ville være, at mængden af slagger fra affaldsforbrændingsanlæg reduceres. Dog øges mængden af uforbrændt deponiaffald tilsvarende. Når ikke-brændbare dele af affaldet sorteres fra, forventes det, at energiudnyttelsen på forbrændingsanlæggene effektiviseres.

Samlet vurderes alternativet ikke at medføre nogen væsentlige ændringer. Det er dog uvist i hvilket omfang det er muligt at opnå forbedringer på forbrændingsanlæggene.

Usikkerheder og mangler ved udførelse af miljøvurderingen

Det er svært at vurdere, hvad en ændring i transport betyder for miljøet sammenlignet med en ændring i energiforbrug. Et overblik over de samlede ændringer i emissioner og råvareforbrug kunne også have bidraget til at overskueliggøre miljøpåvirkningerne som følge af ændret affaldsbehandling af glas.

Sammenfatning

I figur 16.d vises en oversigt over de positive og negative påvirkninger alternativerne medfører i forhold til udgangssituationen. Der gøres opmærksom på, at alternativerne i figuren ikke kan sammenlignes på tværs, men hver især skal sammenlignes med udgangssituationen.

Miljøpåvirkningskategorier	Alternativ 1	Alternativ 2	Alternativ 3	Alternativ 4
Biologisk mangfoldighed, flora og fauna	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring
Menneskers sundhed	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring
Jordbund	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring
Vand	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring
Luft	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring
Klimatiske faktorer	Ingen ændring	Positiv ændring	Negativ ændring	Ingen ændring
Materielle goder	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring	Ingen ændring
Kulturarv og landskab	Ingen ændring	Ingen ændring	Negativ ændring	Ingen ændring

Figur 16.d Miljøpåvirkninger ved alternativer for glas. Ændringerne, der er angivet, er i forhold til udgangssituationen. Det er ikke angivet om, der ved alternativerne er væsentlige påvirkninger, kun om der er væsentlige ændringer i forhold til udgangssituationen.

I forbindelse med gennemgangen af de opstillede alternativer, kan det vurderes på baggrund af alternativ 1, 2 og 3, at det både kan betale sig rent miljømæssigt at flytte glas fra genindvinding til genbrug og fra forbrænding til genindvinding. Der blev ikke identificeret ændringer ved alternativ 4, hvor glas blev flyttet fra forbrænding til deponering. Således er det ikke muligt på baggrund af glasfraktionen at vurdere om forbrænding bør prioriteres over deponering, men det vurderes dog at affaldshierarkiet generelt er miljømæssigt hensigtsmæssigt for fraktionen af glas.

16.4 Strategisk miljøvurdering af imprægneret træ

I dette afsnit foretages en strategisk miljøvurdering af forskellige alternativer til den nuværende behandling af affaldsfraktionen af imprægneret træ i Danmark. Alternativerne holdes op mod den udvikling, der forventes, hvis der ikke foretages ændringer i den nuværende behandling. Miljøvurderingerne er udarbejdet på grundlag af opgørelser af forhold der påvirker miljøet i bilag 14b-e.

Alternativerne for imprægneret træ er:

1. Genudnyttelse
2. Forbrænding

Miljøpåvirkninger for udgangssituationen

Biologisk mangfoldighed, flora og fauna: Der anvendes et skovareal på 740 km² til dyrkning af træ som råvare til produktionen af det imprægnerede træ, der anvendes i Danmark. Set i forhold til, at skovarealet til produktion af papir i og til Danmark udgør 6.649 km² vurderes det, at arealforbruget til produktion af imprægneret træ er mindre betydende, og ikke udgør nogen væsentlig miljøpåvirkning. Derimod ville der være brug for et større areal til træproduktion, hvis der ikke blev brugt imprægneret træ, da uimprægneret træ ikke holder så længe som imprægneret træ. Dette vurderes dog ikke at udgøre en væsentlig påvirkning.

Det er påvist, at de tinholdige forbindelser TBTO og TBTN ved anvendelse i bundmaling på skibe er årsag til tvekkønethed hos mindre skaldyr. Det vurderes derfor, at der er en risiko for, at disse stoffer påvirker mindre dyr og insekter. Det er imidlertid usikkert, hvorvidt imprægneret træ påvirker den biologiske mangfoldighed, idet udledningerne primært sker til jord og ikke til vand. Desuden er omfanget af udledningerne i forhold til udledningerne fra bundmaling ukendt.

Menneskers sundhed: I løbet af det imprægnerede træs forbrugsfase, som gennemsnitlig er 32 år, udvaskes ca. 25% af alle de aktive imprægneringsstoffer. Nogle af disse stoffer er påvist at være meget mobile. Dette gælder specielt arsen og krom, der er meget sundhedsskadelige. Forurening af jord, kan endvidere medføre, at stofferne optages i planter og dyr, der indgår i men-

neskers føde, hvor disse stoffer kan akkumuleres i mennesker [Miljøstyrelsen, 1997b]. På denne baggrund vurderes det at imprægneret træ er årsag til væsentlige påvirkninger af menneskers sundhed. Der er imidlertid også risiko for at en mængde aktivstoffer udvaskes fra deponering af imprægneret affaldstræ, hvilket dog ikke vurderes at påvirke menneskers sundhed.

Jordbund: Som beskrevet i forbindelse med *menneskers sundhed*, er der store udledninger af imprægneringsstoffer i form af metaller og organiske forbindelser til jord. Disse vurderes at udgøre en væsentlig miljøbelastning. Desuden er der risiko for udvaskning af aktivstoffer fra deponeringsanlæg, som kan forurene jordbunden.

Vand: Som beskrevet under *menneskers sundhed* og *jordbund* er arsen og krom meget mobile stoffer, og der er således en risiko for udvaskning til vandmiljøer og grundvand i forbrugsfasen, hvor imprægneret træ ofte er i kontakt med jord. Desuden vil der dannes perkolat ved deponering af imprægneret træ på lossepladser, og det vurderes, at der i den forbindelse er stor sandsynlighed for udvaskning af arsen og krom. Da anvendelse af arsen og krom som imprægneringsmiddel er blevet forbudt i Danmark, antages det at mængden der udledes vil reduceres i fremtiden. Da der er store mængder arsenbehandlet træ akkumuleret i samfundet, og da det stadig er tilladt at importere krom- og arsenimprægnerede produkter, vurderes det dog, at det imprægnerede træ er årsag til væsentlige påvirkninger af vandmiljøer.

Luft: Udledninger til luft som følge af massestrømmen af imprægneret træ, forårsages både af de store afstande råvarerne og produkterne transporteres og ved produktion af den energi der anvendes ved produktionen. Dog er disse forhold betydeligt mindre end for glas og papir, som det fremgår af miljøvurderingerne af disse fraktioner. Derfor vurderes det, at luft ikke påvirkes væsentligt af denne fraktion.

Klimatiske faktorer: Det vurderes, at klimaet ikke påvirkes væsentligt af massestrømmen af imprægneret træ.

Befolkning og materielle goder: Det vurderes, at imprægneret træ ikke bidrager til væsentlige materielle goder, da der kan anvendes andre tilsvarende materialer på lige fod med det imprægnerede træ, eksempelvis kan der benyttes beton, eller træ kan beskyttes ved konstruktiv træbeskyttelse, hvor træets naturlige egenskaber bruges til at øge modstandsdygtigheden.

Kulturarv og landskab: Det deponerede imprægnerede affaldstræ udgør over 10% af de samlede affaldsmængder til deponering i Danmark og optager dermed væsentlige arealer, som kunne være anvendt til andre formål, og som skæmmer de landskabelige forhold. Det vurderes derfor at imprægneret træ er årsag til væsentlige påvirkninger i denne kategori.

I figur 16.e er det opsummeret hvilke miljøkategorier der påvirkes væsentligt.

Miljøpåvirkningskategorier	Udgangssituation
Biologisk mangfoldighed, flora og fauna	Usikkert
Menneskers sundhed	Negativ påvirkning
Jordbund	Negativ påvirkning
Vand	Negativ påvirkning
Luft	Ingen væsentlige påvirkning
Klimatiske faktorer	Ingen væsentlige påvirkning
Befolkning og materielle goder	Ingen væsentlige påvirkning
Kulturarv og landskab	Negativ påvirkning

Figur 16.e Miljøpåvirkninger for udgangssituation. Det er angivet om der er tale om negative eller positive eller ingen væsentlige påvirkninger

Det vurderes at de væsentligste miljøpåvirkninger som følge af massestrømmen af imprægneret træ i og til Danmark er de udledninger, der sker til jord og vand i forbrugs- og bortskaffelsesfasen.

Alternativ 1 – Genudnyttelse

Det imprægnerede affaldstræ, der genereres i udgangssituationen, forudsættes i dette alternativ genudnyttet ved neddeling og pyrolysering. Restprodukterne fra pyrolyseprocessen separeres herefter i kul og tungmetaller. Dette alternativ er baseret på opgørelser i bilag 14d.

Dette alternativ medfører at næsten alle ressourcer i det imprægnerede affaldstræ genudnyttes. Da de stoffer der stadig er i imprægneret træ i renholdningsfasen udgør 75% af de samlede mængder der anvendes i produktionen, vurderes udledningerne som følge af hele systemet, at blive reduceret væsentligt. Samtidig dannes der en mængde energi der fortrænger el og varme, og derved opnås reduktioner i kuldioxid. Der ændres imidlertid ikke på de væsentlige udledninger fra forbrugsfasen.

Da alle restprodukter fra genudnyttelsesprocessen udnyttes, vurderes det, at affaldsmængderne til deponering reduceres væsentligt, og at der derfor vil ske en positiv ændring i påvirkninger af landskab. Desuden vil der ske en væsentlig nedgang af udledninger af aktivstoffer fra det det imprægnerede affaldstræ, idet det ikke længere deponeres. Herved påvirkes jordbund og vand i positiv retning.

Samlet vurderes det, at være miljømæssigt hensigtsmæssigt at genanvende imprægneret træ i stedet for at deponere det.

Alternativ 2 - Forbrænding

I det følgende identificeres de ændringer i miljøpåvirkninger, der opstår i forhold til udgangssituationen, hvis imprægneret affaldstræ flyttes fra deponi til forbrænding. Ved forbrænding af imprægneret træ antages det, at alt imprægneret træ bliver forbrændt på de almindelige forbrændingsanlæg i Danmark således, at intet udsorteret imprægneret træ bliver deponeret. Dette alternativ er baseret på opgørelser i bilag 14e.

Alternativet vurderes at medføre energibesparelser, hvilket medfører positiv påvirkning på klima. Samtidig er der risiko for øgede udledninger af tungmetaller fra forbrændingsprocessen, hvilket kan have negative virkninger på luft.

Desuden vil der være store mængder tungmetaller i slagge og aske efter forbrændingen. Da det forudsættes at slagge og aske deponeres ligesom det uforbrændte imprægnerede affaldstræ i udgangssituationen, vil der ikke forekomme nogen ændringer i påvirkning af jordbund og vand. Forbrænding medfører en væsentlig reduktion af de affaldsmængder der deponeres, hvorfor der vil blive frigjort arealer på lossepladserne, hvilket har en positiv indvirkning på landskab.

Da der både forekommer positive og negative konsekvenser ved øget forbrænding, er det svært at vurdere om øget forbrænding vil være miljømæssigt hensigtsmæssigt.

Usikkerheder og mangler ved udførelse af miljøvurderingen

Der har ikke været tilstrækkelig kendskab til om aktivstoffer udvaskes til grundvand, samt hvorledes TBTO og TBTN påvirker dyrelivet. Dette kunne have bidraget til en bedre vurdering af disse forhold. Et overblik over de samlede ændringer i systemet kunne også have bidraget til at overskueliggøre miljøpåvirkningerne som følge af ændret affaldsbehandling af imprægneret træ.

Sammenfatning

De positive og negative påvirkninger som følge af alternativerne er sammenfattet i figur 16.f. Der gøres opmærksom på at scenarierne, modsat ved papir og glas, i figuren kan sammenlignes indbyrdes. Dette skyldes, at det er det samme der ændres på i massestrømmen af imprægneret træ i scenarierne.

Miljøpåvirkningskategorier	Alternativ 1	Alternativ 2
Biologisk mangfoldighed, flora og fauna	Ingen ændring	Ingen ændring
Menneskers sundhed	Ingen ændring	Ingen ændring
Jordbund	Positive påvirkninger	Ingen ændring
Vand	Positive påvirkninger	Ingen ændring
Luft	Ingen ændring	Negativ påvirkning
Klimatiske faktorer	Positive påvirkninger	Positive påvirkninger
Materielle goder	Ingen ændring	Ingen ændring
Kulturarv og landskab	Positive påvirkninger	Positive påvirkninger

Figur 16.f Miljøpåvirkninger ved alternativer for imprægneret træ. Ændringerne, der er angivet, er i forhold til udgangssituationen. Det er ikke angivet, om der ved alternativerne er væsentlige påvirkninger, kun om der er væsentlige **ændringer** i forhold til udgangssituationen.

Det vurderes på baggrund af scenarierne, at det er miljømæssigt hensigtsmæssigt at genudnytte imprægneret træ, frem for at deponere det, mens det ikke er muligt at sige, hvorvidt det er bedst at forbrænde eller deponere imprægneret affaldstræ.

16.5 Vurdering af affaldshierarkiet på baggrund af miljøvurderingerne

På baggrund af de strategiske miljøvurderinger i dette kapitel, vurderes det, at genanvendelse generelt er bedre end deponering og forbrænding for de tre fraktioner. Det er sværere at vurdere de miljømæssige fordele ved forbrænding frem for deponering for både glas og imprægneret træ. Dog er konklusionen på denne strategiske miljøvurdering af affaldshierarkiet, at affaldshierarkiet generelt er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip.

17 Input-output vurdering

I dette kapitel præsenteres resultatet af input-output vurderinger for udgangssituationen og de forskellige scenarier for papir, glas og imprægneret træ. Hvorledes rangordningen mellem genanvendelse, forbrænding og deponering bør være for de enkelte affaldsfraktioner vurderes i slutningen af hver input-output vurdering. Endelig munder kapitlet ud i en samlet vurdering af affaldshierarkiet.

17.1 Fremgangsmåde

Det er valgt at basere input-output vurderingerne på Miljøstyrelsens *Håndbog til udarbejdelse af grønne regnskaber* [Miljøstyrelsen, 1996d]. Dog er Miljøstyrelsens metode tilpasset således, at den er anvendelig på en hel massestrøm. Fremgangsmåden er forklaret i det følgende.

Et grønt regnskab udarbejdes normalt for en enkelt virksomhed eller for en koncern af flere virksomheder. Systemgrænsen for grønne regnskaber udgøres af *hegnet rundt om virksomheden*, forstået sådan, at alle inputs der kommer ind i og ud af virksomhederne opgøres, mens interne overførelser mellem forskellige produktionsprocesser på samme virksomhed eller i samme koncern ikke opgøres. *Hegnet* i denne input-output vurdering af hele massestrømme udgøres af de opstillede systemgrænser i kapitlerne 12 til 14.

Hovedelementet i et grønt regnskab er opgørelsen af *inputs* og *outputs*, men udover selve input-output redegørelsen, så skal der i et grønt regnskab være en række andre oplysninger. De formelle krav til et grønt regnskab er, som beskrevet i kapitel 6, at det skal indeholde de tre hovedafsnit: Indledende oplysninger, Ledelsens redegørelse og Redegørelse for virksomhedens miljøpræstation. [Miljøstyrelsen, 1996b, s. 12] I dette kapitel afgrænses der fra at medtage *indledende oplysninger* og *ledelsens redegørelse*, da disse oplysninger ikke giver mening i forhold til hele massestrømme og ikke bidrager med forhold, der er relevante i undersøgelsen af affaldshierarkiet. Dog bliver de relevante begrundelser for hvorfor de præsenterede oplysninger anses for væsentlige, dels beskrevet overordnet i det følgende afsnit, og dels beskrevet i vurderingerne af de enkelte fraktioners miljøpåvirkninger. Det beskrives endvidere i input-output vurderingerne hvilke inputs og outputs der medtages og hvorledes de er kategoriseret i vurderingerne.

Således bliver miljøvurderingerne i dette kapitel afgrænset til at indeholde argumentation for hvilke oplysninger der er væsentlige samt selve input-output redegørelsen for massestrømmens miljøpåvirkninger. Disse redegørelser vil i det efterfølgende blive benævnt input-output vurderinger. Vurderingerne af hvert scenarium kommer til at indeholde en identificering af væsentlige afvigelser i forhold til udgangssituationen og baggrunden for afvigelsen. Input-output vurderingerne af, hver affaldsfraktion vil blive afsluttet med en samlet vurdering af

hvorledes affaldsbehandlingsformerne; genanvendelse, forbrænding og deponering ifølge den udførte input-output vurdering skal prioriteres.

Kapitlet afsluttes med en samlet vurdering af affaldshierarkiet på baggrund af de udførte input-output vurderinger.

17.2 Forhold der medtaget i input-output vurderingerne

Det er vigtigt at input-output vurderingerne indeholder de vigtigste nøgletal således, at de væsentligste forhold træder tydeligt frem. Da input-output vurderingerne skal belyse affaldshierarkiet, og affaldshierarkiet er et princip i den nationale miljøplanlægning, er det valgt at tage udgangspunkt i de miljøindikatorer, som er præsenteret af Miljø- og Energiministeriet i *Natur og miljø 2000 – Udvalgte indikatorer* [Miljø- og Energiministeriet, 2001c].

Udover de indikatorer der er identificeret som relevante, er det valgt at medtage følgende forhold:

- Brændstofforbrugets energiindhold til transport medtages separat, men luftemissioner fra transport slås sammen med generelle emissioner til luft.
- Energiforbruget suppleres med ekstern forsyning af elektricitet og fjernvarme, men emissioner fra elektricitet og fjernvarme medtages ikke, da denne energi er produceret udenfor systemet. Emissioner fra den øvrige energiproduktion medtages, da denne foregår indenfor systemet.
- Under ressourcer medtages ressourcer som bruges i store mængder.
- Drivhusgasser opgøres i CO₂ ækvivalenter efter [Hauschild, 1996, s. 33-34]
- Under emissioner til vand opgøres iltsvind som summen af BOD og COD. Kvælstof opgøres som N-total. Fosfor opgøres i P-total.
- Affald bliver fordelt mellem de tre kategorier: Aske og slagge, farligt affald samt andet affald til deponering. I affald indgår det affald som forlader systemet, herunder de dele af massestrømmen, som bliver deponeret og ikke nedbrydes.

De nøgleoplysninger det således er valgt at medtage i input-output vurderingerne, fremgår af figur 17.a.

Input	
Transport	Brændstof
Energi	Olie, naturgas, kul, vedvarende energi, elektricitet og fjernvarme
Ressourcer	Sand, grus, sten, kalk mm., kemikalier samt andre ressourcer forbrugt i store mængder
Vand	vand
Output	
Emissioner til luft	Drivhusgasser, SO ₂ , NO _x , partikler, tungmetaller, dioxin, VOC og andre kemikalier
Emissioner til vand	Iltsvind (BOD og COD), kvælstof (N-total), fosfor (P-total), kemikalier og tungmetaller
Emissioner til jord	Tungmetaller og kemikalier
Affald	Aske og slagger, farligt affald og andet affald

Figur 17.a Oversigt over nøgleoplysninger der opgøres i forbindelse med input-output vurderingerne.

Der gøres opmærksom på, at det ved ressourceforbrug vælges at kategorisere stoffer som feltspat, kaolin og limsten i kategorien *sand, grus, sten, kalk m.m.* De mest anvendte ressourcer kategoriseres som *ressourcer forbrugt i store mængder*. Alle andre stoffer kategoriseres som *kemikalier*. Denne kategorisering medfører at meget problematiske kemikalier som eksempelvis organiske opløsningsmidler kategoriseres på lige fod med mindre farlige stoffer som eksempelvis sæbe.

Almindeligvis omfatter input-output vurderinger opgørelser af de produkter og biprodukter en virksomhed producerer. Da systemgrænserne for vurderingerne i dette kapitel udover produktionsfasen indeholder forbrugs- og bortskaffelsesfaserne, så optræder der ikke noget reelt output af produkter og biprodukter over systemgrænsen. I stedet vælges det derfor, at opgøre væsentlige produkter og biprodukter indenfor systemet. For hver fraktion vil det blive beskrevet hvilke produkter der opgøres.

I de tilfælde hvor affaldsbehandlingen af massestrømmene medfører produktion af energi opgøres dette biprodukt ikke sammen med opgørelsen over produkter og biprodukter. Energiproduktionen opgøres sammen med energiforbruget til produktion af energi og forbruget af energi til transport, således at et nettoforbrug af energi let kan udregnes.

17.3 Input-output vurdering af papir

Massestrømmen af papir er en energi-, transport- og vandintensiv massestrøm. Disse forhold medfører et betydeligt forbrug af fossile brændstoffer og betydelige emissioner. Udover de fossile brændstoffer bruges der kun mindre mængder ikke-fornybare ressourcer, da den primære ressource er træ. Det pointeres, at scenarierne i dette afsnit kun kan sammenlignes med udgangssituationen og at scenarierne ikke er sammenlignelige med hinanden, da der flyttes rundt på forskellige massestrømme i de forskellige scenarier.

Produkter

De produkter det er valgt at opgøre for papir er vist i figur 17.b.

Nøgleoplysninger	Udgangssituation	Scenarium 1 Øget genindvinding	Scenarium 2 Øget for- brænding	Scenarium 3 Øget de- ponering	Enhed
Produkter					
Returmasse	743.782	970.835	109.815	743.782	tons
Jomfruelig masse	814.060	587.007	1.448.026	814.060	tons
Papir	1.900.393	1.900.393	1.900.393	1.900.393	tons

Figur 17.b Oversigt over produkter for massestrømmen af papir i Danmark i 1999. Papirmasse er opgjort i 100% tørstof, mens papir er opgjort i 93% tørstof. Energiproduktion fra affaldsbehandling er medtaget sammen med energiforbrug under input.

Det bemærkes at produktion af papir er uændret i de tre scenarier i forhold til udgangssituationen. Produktionen af returmasse og jomfruelig papirmasse ændres, men den samlede papirmasseproduktion er konstant.

Input

Ressourcekategorien tilføjes træ og savsmuld samt stivelse, da der bruges store mængder af disse ressourcer. De input der opgøres er vist i figur 17.c.

Nøgleoplysninger	Udgangssituation	Scenarium 1 Øget genindvind- ing	Scenarium 2 Øget for- brænding	Scenarium 3 Øget de- ponering	Enhed
Transport					
Diesellole	2.780.733	2.832.775	2.932.509	2.762.116	GJ
Energiforbrug					
Olie	2.692.460	2.115.079	3.447.040	2.749.555	GJ
Naturgas	6.349.378	5.479.027	8.779.522	6.286.202	GJ
Kul	907.777	781.326	1.258.626	897.523	GJ
Vedvarende energi	20.350.566	17.635.765	28.013.098	20.350.537	GJ
Forbrug af elektricitet	2.782.513	2.757.659	2.822.597	2.818.904	GJ
Forbrug af fjernvarme	2.485.735	2.485.735	2.414.092	2.485.735	GJ
Energiforbrug i alt	35.568.429	31.254.592	46.734.975	35.588.456	GJ
Produktion af energi					
Produktion af el	2.040.132	1.178.588	4.191.133	0	GJ
Produktion af varme	5.186.009	2.995.966	10.653.848	0	GJ
Energi produktion i alt	7.226.141	4.174.554	14.844.981	0	GJ
Netto energiforbrug	31.123.021	29.912.813	34.822.503	38.350.572	GJ
Ressourcer					
Træ og savsmuld (45% TS)	2.950.102	2.127.276	5.247.556	2.950.102	tons
Kalk, kaolin og limsten	153.900	149.369	163.781	142.748	tons
Kemikalier	104.631	98.738	121.089	104.631	tons
Stivelse	71.830	75.979	60.244	71.830	tons
Vand					
Vand	41.978.376	37.892.539	53.191.327	41.193.385	m ³
Nøgleoplysninger		Scenarium 1 Øget genindvind- ing	Scenarium 2 Øget for- brænding	Scenarium 3 Øget de- ponering	
Transport		↑	↑	↓	
Energi forbrug		↓	↑	-	
Produktion af energi		↓	↑	↓	
Netto energiforbrug		↓	↑	↑	
Ressourcer		↓	↑	-	
Vand		↓	↑	↓	

Figur 17.c Oversigt over input for massestrømmen af papir i Danmark i 1999. I den nederste del af tabellen er de generelle ændringer i forhold til udgangssituationen markeret for hver kategori. ↑ betyder at

nøgletallene generelt er steget i forhold til udgangssituationen, ↓ betyder at de er faldet, og – betyder at de er uændret.

Scenarium 1-øget genanvendelse: På transportområdet stiger dieselforbruget med 2%, hvilket skyldes at mere returpapir eksporteres og dermed skal køres længere. Der bruges 12% mindre energi, da produktion af genbrugspapir er mindre energikrævende end produktion af jomfrueligt papir. Samtidig nedsættes energiproduktionen med 42%, da der forbrændes mindre papir. Nettoforbruget af energi inklusiv energi til transport er på grund af den sparede energi 4% mindre end udgangssituationen. Der bruges 28% mindre træ og savsmuld og 10% mindre vand. Herudover bruges der også mindre af de andre ressourcer, dog med undtagelse af stivelse, som primært består af kartoffelmel.

Scenarium 2-øget forbrænding: Energi til transport stiger med 5%, hvilket skyldes at der skal transporteres mere træ til papirfabrikkerne. Der bruges 31% mere energi, da meget returmasse bliver erstattet med mere energikrævende jomfruelig masse. Samtidig bliver der produceret mere end dobbelt så meget energi som der gjorde i udgangssituationen, hvilket skyldes forbrænding af den øgede mængde papiraffald. Dette medfører, at nettoforbruget af energi inklusiv energi til transport kun bliver 12% større end udgangssituationen. Der bruges 78% mere træ og savsmuld og 27% mere vand. Desuden bruges der også mere af de andre ressourcer, dog med undtagelse af stivelse.

Scenarium 3-øget deponering: Dieselforbruget til transport falder med 1%, da der er mindre transport af det blandede affald, der i dette scenarium kun skal på lossepladser hvorimod affaldet skulle til forbrændingsanlæg i udgangssituationen. Energiforbruget er stort set uændret i forhold til udgangssituationen, da der ikke ændres på produktionen af papir. Da der ikke forbrændes papiraffald, bliver der ikke produceret energi. Dette medfører at nettoforbruget af energi inklusiv energi til transport bliver 23% større end udgangssituationen. Forbruget af de fleste råstoffer er uændret i forhold til udgangssituationen og vandforbruget falder med 2%.

Output

Aske og slagge i kategorien affald omfatter både aske og slagge fra produktionen af papir samt aske og slagge, der stammer fra forbrænding af papir. Andet affald til deponering indeholder både blandet affald fra produktionen af papir, samt den inerte rest af deponeret papir, og som ikke bliver nedbrudt ved deponering. De output der er opgjort, er vist i figur 17.d.

Nøgleoplysninger	Udgangssituation	Scenarium 1 Øget genindvind- ing	Scenarium 2 Øget for- brænding	Scenarium 3 Øget de- ponering	Enhed
Emissioner til luft					
Drivhusgasser	848.235	745.294	1.087.049	970.170	tons
SO ₂	1.985	1.700	2.690	2.662	tons
No _x	2.674	2.299	3.240	2.288	tons
Partikler	57,13	36,41	100,76	26,72	tons
Tungmetaller	1,46	0,931	2,58	0,286	tons
Dioxin	9,12	5,81	16,08	0,00	g
VOC	89,88	57,29	158,54	81,12	tons
Andre kemikalier	51,95	33,11	91,62	65,25	tons
Emissioner til vand					
Iltsvind (BOD og BOD)	14.247	12.206	19.941	14.247	tons
Kvælstof (N-total)	539	515	604	2.254	tons
Fosfor (P-total)	35,97	33,88	41,83	46,42	tons
Kemikalier	8.462	6.834	11.973	11.942	tons
Tungmetaller	16.212	11.454	28.796	22.188	tons
Emissioner til jord					
Tungmetaller	0	0	0	0,368	tons
Kemikalier	0	0	0	1.305,167	tons
Affald					
Aske og slagge	165.571	159.278	173.590	82.641	tons
Farligt affald	960	692	1.708	960	tons
Andet affald	67.638	62.830	81.072	150.569	tons
Nøgleoplysninger					
		Scenarium 1 Øget genindvind- ing	Scenarium 2 Øget for- brænding	Scenarium 3 Øget de- ponering	
Emissioner til luft		↓	↑	-	
Emissioner til vand		↓	↑	↑	
Emissioner til jord		-	-	↑	
Affald		↓	↑	-	

Figur 17.d Oversigt over output for massestrømmen af papir i Danmark i 1999 I den nederste del af tabellen er de generelle ændringer i forhold til udgangssituationen markeret for hver kategori. ↑ betyder at nøgletallene generelt er steget i forhold til udgangssituationen, ↓ betyder at de er faldet, og – betyder at de er uændret.

Scenarium 1-øget genanvendelse: Emissioner til luft og vand bliver mindre, da der bruges mindre energi og mindre kemikalier til produktion af returmasse i forhold til produktion af jomfrueligt papirmasse, samt der udledes mindre forurening fra forbrænding af papir. Således bliver udslippet af eksempelvis drivhusgasser 12% mindre, og udslippet af partikler, tungmetaller, dioxin, VOC og andre kemikalier til luft nedsættes med 36%. BOD og COD nedsættes med 14% og udledningen af kemikalier og tungmetaller til vand nedsættes med henholdsvis 19% og 29%. Affaldsmængderne nedsættes ligeledes på grund af den ændrede produktion.

Scenarium 2-øget forbrænding: Emissioner til luft og vand bliver større, da en stor del returmasse i dette scenarium erstattes med jomfruelig papirmasse, desuden udledes der mere forurening fra den øgede forbrænding af papir. Eksempelvis bliver udslippet af drivhusgasser 28% større, og udslippet af partikler, tungmetaller, dioxin, VOC og andre kemikalier til luft stiger med 76%. BOD og COD øges med 40% samt udledningen af kemikalier og tungmetaller til vand øges med henholdsvis 41% og 78%. Affaldsmængderne stiger også.

Scenarium 3-øget deponering: Partikler, tungmetaller og dioxin til luft falder med mellem 53% og 100%, hvilket skyldes, at der nu ikke kommer forurening fra forbrænding af papir. Drivhusgasser og SO₂ stiger med henholdsvis 14% og 34% på grund af deponeringen. Udover BOD og COD som er konstant, så stiger de andre emissioner til vand. Kvælstofudvaskningen stiger til mere end det tredobbelte. Udledningen af kemikalier og tungmetaller stiger med henholdsvis 41% og 37%. Dette scenarium er desuden det eneste tilfælde, hvor der udledes tungmetaller og andre kemikalier til jord. Disse øgede emissioner til vand og jord skyldes deponeringen. Generering af farligt affald er uændret, og generering af aske og slagger falder imens mængden af andet affald stiger med en tilsvarende mængde, da den inerte del af papiret nu ender på lossepladsen som andet affald i stedet for som aske og slagger.

Samlet vurdering

I scenarium 1 flyttes papiraffald fra forbrænding til øget genindvinding. Det medfører store besparelser på træ, samt mindre besparelser på nettoforbruget af energi. Desuden medfører scenariet mindre emissioner til luft og vand samt mindre generering af affald. Således må det vurderes, at det kan betale sig at flytte papiraffald fra forbrænding til genindvinding.

Der flyttes papiraffald fra genindvinding til øget forbrænding i scenarium 2. Dette medfører, at der bruges meget mere træ, og mere energi netto. Desuden sker der en forøgelse af emissioner til luft og vand, og der genereres mere affald. Dermed må det vurderes, at øget forbrænding af papir medfører miljømæssige ulemper i forhold til genindvinding.

I scenarium 3 flyttes papiraffald fra forbrænding til øget deponering. Dermed forbruges der meget mere energi netto, og udledningerne til vand og jord stiger generelt. Der er ikke anselige

og entydige miljøfordele eller ulemper ved transport, ressourceforbrug, emissioner til luft og generering af affald. På baggrund af det større nettoenergiforbrug og emissioner til vand og jord må det dog vurderes, at øget deponering af papir medfører miljømæssige ulemper i forhold til forbrænding.

Input-output vurderingen af papir peger på at prioriteringen i affaldshierarkiet med genanvendelse øverst, derefter forbrænding og med deponering nederst er miljømæssig hensigtsmæssig.

17.4 Input-output vurdering af glas

Massestrømmen af glas er en energiintensiv massestrøm. Disse forhold medfører anseelige emissioner, men udover fossile brændstoffer bruges der relativt små mængder ikke-fornybare ressourcer, idet der både genbruges og genindvindes meget glas. Der gøres opmærksom på, at scenarierne i dette afsnit ikke kan sammenlignes indbyrdes, men derimod skal holdes op mod udgangssituationen, da der flyttes rundt på forskellige massestrømme i de forskellige scenarier.

Produkter

De produkter det er valgt at opgøre for glas er vist i figur 17.e.

Nøgleoplysninger	Udgangssituation	Scenarium 1 Øget genbrug	Scenarium 2 Øget genindvinding	Scenarium 3 Øget forbrænding	Scenarium 4 Øget deponering	Enhed
Produkter						
Produceret nyt glas	319.533	286.337	319.533	319.533	319.533	tons
Glas til forbrug	924.119	924.119	924.119	924.119	924.119	tons

Figur 17.e Oversigt over produkter i massestrømmen af glas i Danmark i 1999. Forskellen på produceret glas og glas til forbrug, skyldes at en stor mængde genbruges.

Der gøres opmærksom på, at produktion af glas til forbrug fra bryggeri m.m. er uændret i de fire scenarier i forhold til udgangssituationen.

Input

Kemikalier under kategorien *ressourcer* indeholder alle kemikalier, der bruges i hele systemet, men det er værd at bemærke at glasværkernes forbrug af natriumsulfat og bryggeriernes forbrug af NaOH (lud) hver især udgør over en tredjedel af det samlede forbrug af kemikalier. De input der opgøres er vist i figur 17.f.

Nøgleoplysninger	Udgangssituation	Scenarium 1 Øget genbrug	Scenarium 2 Øget genindvinding	Scenarium 3 Øget forbrænding	Scenarium 4 Øget deponering	Enhed
Transport						
Dieselolie	685.625	675.633	688.294	679.513	682.086	GJ
Energiforbrug						
Olie	940.892	893.405	927.819	974.136	926.382	GJ
Naturgas	1.216.002	1.112.788	1.184.209	1.286.800	1.212.140	GJ
Kul	2.774	2.774	1.452	6.137	722	GJ
Vedvarende energi	8	8	4	17	2	GJ
Forbrug af elektricitet	324.952	312.293	319.045	339.422	318.032	GJ
Energiforbrug i alt	2.484.628	2.321.268	2.432.529	2.606.512	2.457.278	GJ
Netto energiforbrug	3.171.240	2.997.889	3.121.676	3.287.305	3.140.351	GJ
Ressourcer						
Sand, kalk, soda, feltspat og limsten	185.450	185.548	160.388	240.487	185.450	tons
Kemikalier	3.187	3.132	3.187	3.187	3.187	tons
Vand						
Vand	2.153.195	2.238.996	2.128.070	2.217.065	2.112.235	m ³
Nøgleoplysninger		Scenarium 1 Øget genbrug	Scenarium 2 Øget genindvinding	Scenarium 3 Øget forbrænding	Scenarium 4 Øget deponering	
Transport		↓	-	↓	-	
Energi forbrug		↓	↓	↑	-	
Netto energiforbrug		↓	↓	↑	-	
Ressourcer		↓	↓	↑	-	
Vand		↑	↓	↑	↓	

Figur 17.f Oversigt over input for massestrømmen af glas i Danmark i 1999. I den nederste del af tabellen er de generelle ændringer i forhold til udgangssituationen markeret for hver kategori. ↑ betyder at nøgletallene generelt er steget i forhold til udgangssituationen, ↓ betyder at de er faldet, og – betyder at de er uændret.

Scenarium 1-øget genbrug: Der bruges 6% mindre energi, det mindre energiforbrug skyldes, at det er mindre energikrævende at genbruge glas, end det er at producere nyt glas. Nettofor-

bruget af energi inklusiv energi til transport bliver således 5% mindre. Forbruget af kemikalier nedsættes med 2%, idet der bruges flere kemikalier til glasproduktion end der bruges til rensning af genbrugsflasker. Den øgede rensning af genbrugsflasker medfører dog at vandforbruget stiger med 4%.

Scenarium 2-øget genindvinding: Der bruges 2% mindre energi, da der kræves mindre energi til produktion af glas med skår som råvare, end når der bruges jomfruelige råvarer. Der er endvidere besparelser på 14% sand, kalk og soda.

Scenarium 3-øget forbrænding: Der bruges 5% mere energi, da der i dette scenarium ud-sorteres mindre glas fra den blandede affaldsfraktion, og der derfor bliver produceret mere glas af jomfruelige råstoffer. Det betyder at nettoforbruget af energi inklusiv energi til transport stiger med 4%. Desuden bruges der 30% mere sand, kalk og soda samt 3% mere vand, ved den øgede glasproduktion fra jomfruelige råstoffer.

Scenarium 4-øget deponering: Der er en beskedent reduktion på 1% i nettoenergiforbruget i dette scenarium. Besparelsen opnås, idet mindre glasaffald sendes igennem forbrændingsanlæg. Ressourceforbruget er uændret i forhold til udgangssituationen, da der ikke ændres på produktionen af glas. Vandforbruget falder på grund af den mindre forbrænding med 2% idet der spares vand til røghrensning og binding af slagge og aske.

Output

Aske og slagge i kategorien affald indeholder de aske og slagge, der stammer fra forbrænding af glas i den blandede affaldsfraktion. Andet affald indeholder både blandet affald fra produktionen af glas, samt det glas der deponeres. De output der opgøres er vist i figur 17.g.

Nøgleoplysninger	Udgangssituation	Scenarium 1 Øget genbrug	Scenarium 2 Øget genindvinding	Scenarium 3 Øget forbrænding	Scenarium 4 Øget deponering	Enhed
Emissioner til luft						
Drivhusgasser	182.934	170.571	179.547	190.789	181.259	tons
SO ₂	713	650	707	729	711	tons
No _x	1.005	945	979	1.069	978	tons
Partikler	77	69	76	78	76	tons
Tungmetaller	2,7	2,4	2,6	2,7	2,6	tons
Dioxin	0,59	0,59	0,30	1,34	0,12	g
VOC	14	14	8,3	28	8,3	tons
Andre kemikalier	8,7	7,9	8,5	9,2	8,4	tons
Emissioner til vand						
Iltsvind (BOD og COD)	2.835	2.971	2.835	2.835	2.835	tons
Kvælstof (N-total)	139	139	82,6	281	79,4	kg
Fosfor (P-total)	6,35	6,35	3,34	14,02	1,72	kg
Kemikalier	250.539	258.040	207.150	360.852	188.187	kg
Tungmetaller	579	579	325	1.227	244	kg
Affald						
Aske og slagger	51.200	51.200	26.075	115.070	10.240	tons
Andet affald	31.522	31.183	31.588	31.233	70.469	tons
Nøgleoplysninger						
		Scenarium 1 Øget genbrug	Scenarium 2 Øget genindvinding	Scenarium 3 Øget forbrænding	Scenarium 4 Øget deponering	
Emissioner til luft		↓	↓	↑	↓	
Emissioner til vand		↑	↓	↑	↓	
Affald		↓	↓	↑	-	

Figur 17.g Oversigt over output for massestrømmen af glas i Danmark i 1999. I den nederste del af tabellen er de generelle ændringer i forhold til udgangssituationen markeret for hver kategori. ↑ betyder at nøgletallene generelt er steget i forhold til udgangssituationen, ↓ betyder at de er faldet, og – betyder at de er uændret.

Scenarium 1-øget genbrug: Emissionerne til luft nedsættes med 6%-11%, dog med undtagelse af dioxin og VOC, som forbliver uændret. De mindre udledninger skyldes, at der spares energi ved øget genbrug. Dioxin og VOC udledningerne er uændrede, fordi de stammer fra forbrænd-

ing af glas, og den forbrændte mængde glas er uændret i dette scenarium. Emissioner til vand forbliver stort set uændret. Dog stiger emissionerne af BOD og COD samt *andre kemikalier* til vand med henholdsvis 5% og 3%, hvilket skyldes, at flere genbrugsflasker skal vaskes på bryggerierne. Mængden af affald forbliver også stort set uændret.

Scenarium-2 øget genindvinding: De fleste emissioner til luft nedsættes med 1% til 3%, dog nedsættes dioxin og VOC med henholdsvis 49% og 39%. Disse reduktioner skyldes dels, at der bruges mindre energi til glasproduktion fra indvundet glasaffald, og dels at der sendes mindre glasaffald til forbrænding i dette scenarium. De fleste emissioner til vand nedsættes kraftigt med 17% til 47%, dog med undtagelse af BOD og COD, som forbliver uændrede. De mindre emissioner skyldes igen, at mindre glas sendes til forbrænding. Aske og slagger nedsættes til næsten det halve, hvilket skyldes, at meget glas i bliver genindvundet i stedet for at blive forbrændt sammen med det blandede affald.

Scenarium-3 øget forbrænding: Emissioner til luft og vand bliver større, da der skal bruges mere energi til glasfremstilling af jomfruelige råvarer, samt at der sendes mere glas til forbrænding i dette scenarium. Således bliver udslippet af de fleste stoffer til luft 2% til 6% større, og udslippet af dioxin og VOC bliver henholdsvis 127% og 101% større. BOD og COD forbliver uændret, og de resterende udledninger til vand øges med 44% til 121%. Mængden af aske og slagger stiger markant med 125% mens andet affald forbliver uændrede.

Scenarium-4 øget deponering: Da mindre glasaffald bliver sendt til forbrænding, så falder udledningen af dioxin og VOC til luft med henholdsvis 80% og 40%. Resten af emissionerne til luft falder med 1% til 4%. Ligeledes falder emissioner til vand med mellem 25% og 73%, på nær BOD og COD som er konstant. Generering af den samlede mængde affald er uændret, men mængden af aske og slagger falder med ca. 40.000 tons. Mængden af andet affald stiger med en mængde tilsvarende reduktionen i aske og slagger. Dette skyldes, at meget glasaffald bliver sendt direkte til deponi i stedet for til forbrænding i dette scenarium.

Samlet vurdering

I scenarium 1 flyttes glasaffald fra genindvinding til genbrug. Dette giver generelt miljøfordele i form af reduktioner i energiforbrug, ressourceforbrug emissioner til luft og affaldsgenerering. Dog er den øgede vask af genbrugsflasker årsag til en mindre stigning i vandforbrug og udledninger til vand.

I scenarium 2 flyttes glasaffald fra forbrænding til genindvinding, hvilket medfører mindre forbrug af energi, ressourcer og vand, mindre emissioner til luft og vand samt mindre generering af affald. Således må det vurderes, at der er miljømæssige besparelser ved at flytte glasaffald fra forbrænding til genindvinding.

I scenarium 3 flyttes der glasaffald fra genindvinding til forbrænding. Dette medfører et kraftigt øget forbrug af sand, kalk og soda, samt et øget forbrug af energi, ressourcer og vand. Samtidig kommer der flere emissioner til luft og vand ligesom generering af affald øges. Dermed må det vurderes, at det ikke kan betale sig miljømæssigt, at opgive indsamlingsordningen for glas og sende det til forbrænding i stedet.

Scenarium 4 indebærer, at der flyttes glasaffald fra forbrænding til deponering. Denne ændring medfører en lille nedgang i energi- og vandforbruget. Desuden reduceres udledninger til luft og vand. Derfor må det vurderes at øget deponering er årsag til en mindre miljømæssig forbedring i forhold til forbrænding.

Input-output vurderingen af glas peger på at affaldsbehandlingsmetoderne prioriteres i følgende rækkefølge: Genbrug, genindvinding, deponering og til slut forbrænding. Genindvinding sættes over deponering, da input-output vurderingen indikerer at der opnås lidt større miljøbesparelser ved at flytte glasaffald fra forbrænding til genanvendelse end de miljøbesparelser der opnås ved at flytte glasaffald fra forbrænding til deponering. Denne vurdering indikerer altså, at prioriteringen af forbrænding og deponering af glas er byttet rundt i forhold til affaldshierarkiet.

17.5 Input-output vurdering af imprægneret træ

I det følgende præsenteres en input-outputvurdering af massestrømmen af imprægneret træ i og til Danmark. Der gøres opmærksom på at scenarierne, modsat ved papir og glas, i dette afsnit kan sammenlignes indbyrdes. Dette skyldes, at det er det samme der ændres på i massestrømmen af imprægneret træ i scenarierne.

Produkter

De produkter det er valgt at medtage, er opgjort i figur 17.h.

Nøgleoplysninger	Udgangssituation	Scenarium 1 Genindvinding	Scenarium 2 Forbrænding	Enhed
Produkter				
Imprægneret træ	179.688	179.688	179.688	tons
Kobber		190		tons
Krom		188		tons
Arsen		47		tons
Bor		18		tons
Fosfor		65		tons
Tin fra TBTO og TBTN		2,9		tons

Figur 17.h Oversigt over produkter i massestrømmen af imprægneret træ i Danmark i 2000. Energiproduktion fra affaldsbehandling medtages sammen med energiforbrug under input.

Det bemærkes, at produktion af imprægneret træ er uændret i de to scenarier i forhold til udgangssituationen. Det er kun i scenarium 1, at der genudnyttes kobber, krom, arsen, bor, fosfor og tin. Dette sker ved pyrolyse og separation.

Input

Ressourcekategorien tilføjes træ, da der bruges store mængder af denne ressource. De input der opgøres er vist i figur 17.i.

Nøgleoplysninger	Udgangssituation	Scenarium 1 Genindvind- ing	Scenarium 2 Forbrænding	Enhed
Transport				
Dieselolie	193.794	232.198	198.062	GJ
Energiforbrug				
Olie	59.273	26.605	48.508	GJ
Naturgas	7.442	152	19.354	GJ
Kul	2.505	35	4.439	GJ
Vedvarende energi	7	0	12	GJ
Forbrug af elektricitet	26.597	68.807	19.813	GJ
Forbrug af fjernvarme	0	508.300	0	GJ
Energiforbrug i alt	95.824	603.899	92.126	GJ
Produktion af energi				
Produktion af el	5.097	710.774	655.214	GJ
Produktion af varme	12.956	618.330	1.646.546	GJ
Energi produktion i alt	18.053	1.329.103	2.301.760	GJ
Netto energiforbrug	271.565	-493.006	-2.011.572	GJ
Ressourcer				
Kalk og limsten	211	211	2.314	tons
Kemikalier	855	855	855	tons
Træ	328.465	328.465	328.465	tons
Vand				
Vand	414.606	414.458	562.616	m ³
Nøgleoplysninger		Scenarium 1 Genindvind- ing	Scenarium 2 Forbrænding	
Transport		↑	↓	
Energi forbrug		↑	↓	
Produktion af energi		↑	↑	
Netto energiforbrug		↓	↓	
Ressourcer		-	↑	
Vand		-	↑	

Figur 17.i Oversigt over input for massestrømmen af imprægneret træ i Danmark i 2000. I den nederste del af tabellen er de generelle ændringer i forhold til udgangssituationen markeret for hver kategori

Scenarium 1-genindvindning: Dieselforbruget til transport stiger med 20%. Grunden hertil er, at transportafstanden til pyrolyseanlæg vurderes at være længere end til deponeringsanlæg. Energiforbruget stiger kraftigt, men samtidigt stiger energiproduktionen endnu kraftigere, på grund

af den store energiproduktion ved genudnyttelse. Dermed produceres der i scenarium 1 netto 493.006 GJ, hvorimod der i udgangssituationen netto forbruges 271.565 GJ. Ressourceforbruget og vandforbruget forbliver stort set uændret. Grunden til at ressourceforbruget ikke ændres er, at der udvindes en stor mængde metaller fra det imprægnerede affaldstræ, der ikke fremgår i opgørelsen af ressourcer, men derimod i opgørelsen af produkter i figur 17.h.

Scenarium 2-øget forbrænding: Dieselforbruget til transport stiger med 2%, da det imprægnerede affaldstræ skal transporteres over længere afstande til forbrændingsanlæg end til deponering. Der spares 4% af energiforbruget, da der kræves mere energi til drift af deponeringsanlæg end til forbrændingsanlæg. Energiproduktionen stiger 126 gange i forhold til udgangssituationen, hvilket skyldes at der i dette scenarium forbrændes imprægneret affaldstræ, hvor det i udgangssituationen kun var ikke-imprægneret træaffald fra produktionsfasen, der blev forbrændt. Således bliver nettoenergiforbruget inklusiv energiforbrug til transport på -2.011.572 GJ, hvilket skal sættes i forhold til, at der i udgangssituationen blev forbrugt netto 271.565 GJ. Der bruges til gengæld næsten ti gange mere kalk og limsten og 36% mere vand. Grunden til den voldsomme stigning i forbruget af kalk og limsten skyldes limsten, som bruges til røgrensning i forbrændingsanlæggene. Vand bruges ligeledes ved forbrændingsprocessen.

Output

De output der opgøres er vist i figur 17.j.

Nøgleoplysninger	Udgangssituation	Scenarium 1 Genindvinding	Scenarium 2 Forbrænding	Enhed
Emissioner til luft				
Drivhusgasser	19.448	19.166	20.626	tons
SO ₂	180	64	52	tons
No _x	160	219	231	tons
Partikler	5	0,09	11	tons
Tungmetaller	55	0,62	524	kg
Dioxin	14	14	15	mg
VOC	15	0,13	17	tons
Andre kemikalier	12	0,08	10	tons
Emissioner til vand				
Iltsvind (BOD og COD)	113	0,621	79	kg
Kvælstof (N-total)	325.332	15,63	1.987	kg
Fosfor (P-total)	6.718	0,122	4.747	kg
Kemikalier	1.447.305	6.226	791.280	kg
Tungmetaller	54.730	4	53.095	kg
Emissioner til jord				
Tungmetaller	134	134	134	tons
Kemikalier	58	38	38	tons
Affald				
Aske og slagger	0	4.032	0	tons
Andet affald	0	2.288	0	tons
Nøgleoplysninger		Scenarium 1 Genindvinding	Scenarium 2 Forbrænding	
Emissioner til luft		↓	↑	
Emissioner til vand		↓	↓	
Emissioner til jord		↓	↓	
Affald		↑	-	

Figur 17.j Oversigt over output for massestrømmen af imprægneret træ i Danmark i 2000 med tilhørende affald i 2032. I den nederste del af tabellen er de generelle ændringer i forhold til udgangssituationen markeret for hver kategori.

Scenarium 1-genindvinding: At flytte imprægneret træ fra deponering til pyrolyse og separation medfører, at emissioner til luft og vand generelt bliver meget mindre. Emissioner til vand bliver stort set elimineret, og det gør udledningerne af partikler, tungmetaller, VOC og andre kemikalier til luft også. Desuden nedsættes SO₂ med 65%. Dog stiger udledningerne af NO_x med 37%, hvilket skyldes energiforbruget til pyrolyseprocessen. Udledninger af kemikalier til

jord falder med 35%. Affaldsmængden da afbrænding af det kul, der bliver produceret ved pyrolyse, medfører aske og slagge samt andet affald.

Scenarium 2-øget forbrænding: Mange emissioner til luft stiger markant. Således udledes der eksempelvis mere end dobbelt så mange partikler og mere end otte gange så meget tungmetal til luften ved forbrænding af imprægneret affaldstræ i forhold til, når det deponeres. SO₂-udledningen reduceres dog med 71%, da der udledes mindre SO₂ ved forbrænding end ved deponering. Når det imprægnerede træ forbrændes i stedet for at blive deponeret mindskes emissioner til vand og jord. Således mindskes udledningen af fosfor, BOD og COD, kemikalier og kvælstof med 30% til 99%.

Samlet vurdering

I scenarium 1 flyttes imprægneret træ fra deponering til genudnyttelse. Det medfører især en stor forøgelse af energiproduktionen samt genudnyttelse af metaller. Desuden medfører scenariet reducerede emissioner til luft, vand og jord. Således må det vurderes, at genudnyttelse af imprægneret træ er en miljømæssig forbedring i forhold til deponering.

I scenarium 2 flyttes imprægneret affaldstræ fra deponering til forbrænding. Dette medfører en stor forøgelse af energiproduktionen, men også en forøgelse af ressource- og vandforbruget. Desuden medfører scenariet større emissioner til luft samt reducerede emissioner til vand og jord. Samlet er det svært, at vurdere om forbrænding af imprægneret træ medfører miljømæssige forbedringer eller ulemper i forhold til deponering.

Input-output vurderingen af imprægneret træ peger på, at genudnyttelse miljømæssigt er bedre end deponering. Derimod er det svært at fastslå om forbrænding også er bedre end deponering. Denne vurdering af imprægneret træ kan altså kun bekræfte at genanvendelse ligger over forbrænding og deponering i affaldshierarkiet.

17.6 Samlet vurdering af affaldshierarkiet

I input-output vurderingerne er ændringerne af energiforbrug i scenarierne for papir og glas ikke specielt store, dette er bemærkelsesværdigt, da det ofte er besparelser af energiforbrug der er i fokus, når der satses på genanvendelse. Dog bekræfter vurderingerne, at genanvendelse medfører mindre miljøbelastninger end forbrænding og deponering. Desuden peges der i vurderingen af glas på, at genbrug er bedre end genindvinding. Vurderingen af imprægneret træ peger på, at det både er problematisk at forbrænde og deponere imprægneret affaldstræ.

Det kan på denne baggrund konkluderes, at genanvendelse er bedst. Dog er konklusionen på disse input-output vurderinger, at der bør være forskel på prioriteringen mellem forbrænding og deponering, afhængigt af hvilken fraktion der er tale om.

18 Livscyklusvurdering

I dette kapitel præsenteres livscyklusvurderingerne af forskellige scenarier for papir, glas og imprægneret træ. Livscyklusvurderingerne er udarbejdet efter metoden som er beskrevet i kapitel 6.

18.1 Fremgangsmåde

Det er valgt at opbygge dette kapitel efter UMIP-metoden, som er beskrevet i kapitel 6. Således defineres først formål og afgrænsning, herunder den funktionelle enhed og datagrundlaget for vurderingerne. Herefter præsenteres resultaterne af livscyklusvurderingerne for papir, glas og imprægneret træ.

Resultaterne af livscyklusvurderingerne vises i dette kapitel som stablede vægtede effektpotentialer for miljøeffekter og ressourceforbrug for hver af de tre fraktioner. Dette er gjort på trods af, at det i UMIP-metoden frarådes. Grunden til at det frarådes er, at samtlige usikkerheder og antagelser i hele opgørelsen samt i bestemmelsen af karakteriseringsfaktorer lægges sammen. Det er valgt at præsentere resultaterne af livscyklusvurderingen på denne måde af hensyn til overskueligheden og omfanget af grafer i rapporten. I bilag 18b findes tabeller med de normaliserede og vægtede effektpotentialer for samtlige effektkategorier.

Resultatet af livscyklusvurderingerne for miljøeffekter præsenteres i to udgaver. I den første udgave er alle effektkategorier medtaget, mens der i den anden udgave ikke medtages øko- og humantoksicitet. Grunden til at der vises en udgave, hvor øko- og humantoksicitet er udeladt, er, at det meget høje udslag i toksiciteterne efter projektgruppens indtryk ikke giver udtryk for den normale opfattelse af, hvor meget toksicitet betyder i forbindelse med produkters miljøpåvirkninger. Derfor stilles der spørgsmålstegn til, om karakteriserings-, normaliserings- og vægtningsfaktorer for toksiciteterne i UMIP-metoden giver udtryk for de konkrete politiske målsætninger for de forskellige miljøpåvirkningskategorier. Årsagen til at nogle stoffer slår så meget ud er, at der i karakteriseringen ganges med en vurderingsfaktor på op til 100.000 alt efter hvor megen eksperimentel viden, der er tilgængelig om stoffernes toksicitet [Hauschild, 1996, s. 436]. Da de øvrige effektkategorier derfor overskygges af toksiciteterne, ønskes det at illustrere resultatet uden deres indflydelse.

For at dokumentere troværdigheden af livscyklusvurderingernes resultater, er der i bilag 18c vist en evaluering, som omfatter en fuldstændighedskontrol, en følsomhedsanalyse og en konsistenskontrol.

18.2 Definition af formål og afgrænsning

I dette afsnit beskrives formål, systemgrænse, funktionel enhed og de data der anvendes til opgørelserne i livscyklusvurderingerne.

Formål

Formålet med livscyklusvurderingerne er som beskrevet i problemformuleringen i kapitel 10 at miljøvurdere affaldshierarkiet. Herved søges der svar på, om affaldshierarkiet er et hensigtsmæssigt miljømæssigt princip. Desuden skal livscyklusvurderingerne, som er én blandt fire metoder til at foretage disse miljøvurderinger, bidrage til en vurdering af de forskellige miljøvurderingsmetoders fordele, ulemper, begrænsninger og anvendelsesmuligheder.

Funktionel enhed

Den funktionelle enhed for hver af de tre livscyklusvurderinger er det udenlandske produktsystem, som producerer til Danmark, samt det danske produktsystem. Det gøres opmærksom på, at denne funktionelle enhed omfatter en større produktion end Danmarks forbrug og affaldsgenerering af henholdsvis papir, glas og imprægneret træ. Dette skyldes, at en del af den danske produktion eksporteres. Grunden til at denne del af produktsystemet medtages i den funktionelle enhed er, at eksporterede varer i lige så stor grad som varer produceret til dansk forbrug kan påvirkes af tiltag i henhold til affaldshierarkiet. Eksempelvis vil en øget genindvindingsprocent af dansk produceret glas betyde, at eksporteret glas bliver mere miljøvenligt. Samtidig kan en øget indsamling af glas betyde, at der eksporteres flere flasker til genbrug i udlandet, hvorfor udenlandsk produktion til Danmark også er interessant. I den forbindelse forudsættes det, at en øget eksport af de pågældende fraktioner til genanvendelse, tilskrives den udenlandske produktion til Danmark. Det gøres imidlertid opmærksom på, at forbrugs- og affaldsfasen for eksporterede produkter fra Danmark ikke medtages, idet produkterne herved har forladt systemgrænsen. Begrundelsen for at det ikke er medtaget er, at affaldsregulering i Danmark ikke har indflydelse på forbrug og bortskaffelse af eksporterede produkter.

Mængden af papir, glas og imprægneret træ i den funktionelle enhed er bestemt ud fra massestrømsanalyserne og fremgår af figur 18.a.

	Udenlandsk produktion til Danmark (tons)	Dansk pro- duktion (tons)	Total (tons)
Papir			
Produktion af papirmasse (100% TS)	1.235.125	322.717	1.557.842
Produktion af papir (93% TS)	1.496.833	403.560	1.900.393
Papiraffald i Danmark (92% TS)			1.446.353
Glas			
Produktion af glas	73.748	166.011	239.759
Produktion af glasvarer	105.663	818.456	924.119
Glasaffald i Danmark			854.079
Imprægneret træ			
Produktion af imprægneret træ	27.987	151.701	179.688
Imprægneret træ som affald i Danmark			148.158

Figur 18.a Mængder i den funktionelle enhed for de tre fraktioner i udgangssituationen.

Systemgrænse

Systemgrænsen er den samme som for massestrømsanalyserne, beskrevet i kapitlerne 12-14.

Data til opgørelse

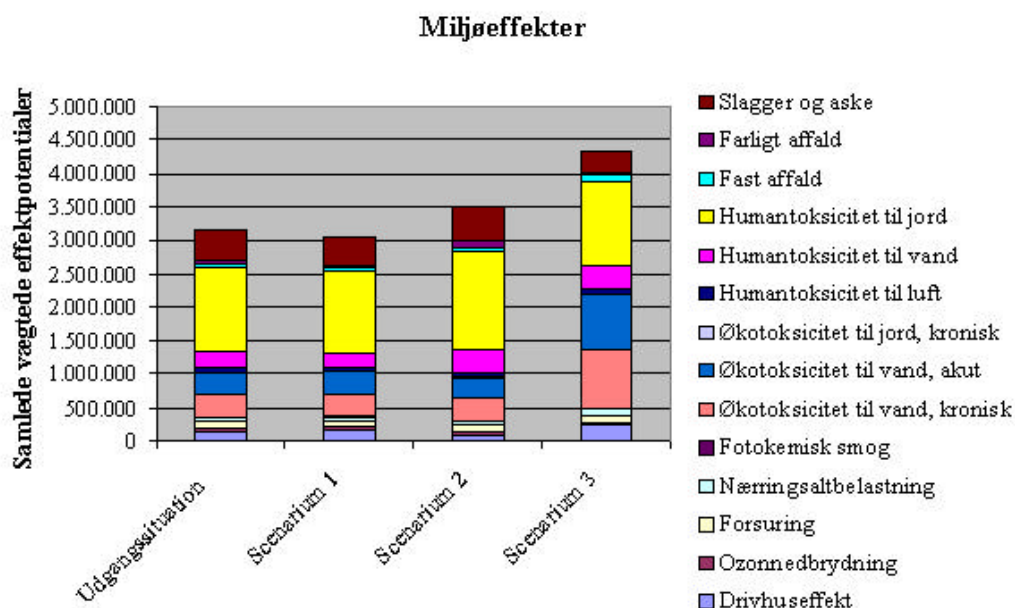
Opgørelsen af udvekslinger for udgangssituationen og scenarierne for de tre fraktioner tager udgangspunkt i kortlægningen i bilag 12c-f, 13c-g og 14c-f. Datagrundlaget for disse kortlægninger af miljøforhold er beskrevet i kapitel 12-14.

Livscyklusvurderingerne er udarbejdet ved hjælp af softwaret *SimaPro* efter UMIP-metoden. I *SimaPro* findes databaser med opgørelser for en lang række materialer, processer samt energi- og affaldssystemer. Disse data er brugt til at bestemme udvekslingerne forbundet med de forhold, der ikke er kortlagt i bilag 12c-f, 13c-g og 14c-e. Det drejer sig om udvinding og frembringelse af råvarer, elektricitet i de europæiske lande og transport. I de tilfælde, hvor der ikke har været data tilgængelige i databaserne i *SimaPro*, er der fundet data andetsteds. I bilag 18a er det vist hvilke databaser, der er hentet data fra. Der gøres opmærksom på, at de data, der er hentet fra databaser, ikke er vist i denne rapport, og for yderligere beskrivelse henvises til de pågældende databaser. I bilag 18a er der redegjort for de data, der ikke er hentet fra *SimaPro*'s databaser.

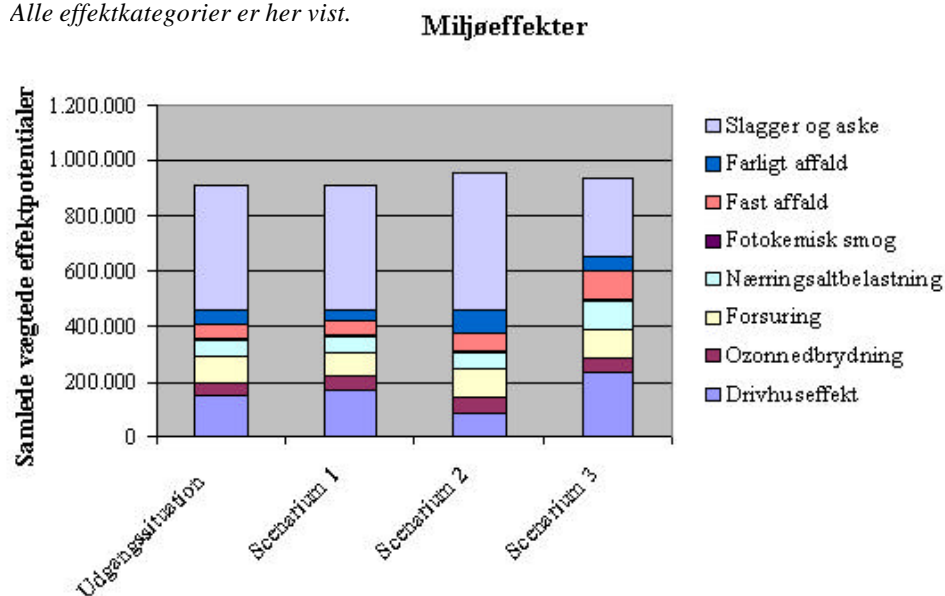
Når der som i denne livscyklusvurdering bruges en stor mængde data fra forskellige databaser, vil dette medføre, at der er større risiko for inkonsistens i metoden til opgørelse. Eksempelvis er der relativ stor forskel på opgørelsen af udvekslinger til fremstilling af olie i de forskellige databaser. For at modvirke inkonsistens er det i størst omfang tilstræbt at benytte data fra samme database i *SimaPro*, hvor BUWAL databasen vurderes at være den bedste. Dette begrundes med, at det er den mest omfangsrige database, samt at dataene her generelt er af nyere dato.

18.3 Livscyklusvurdering af papir

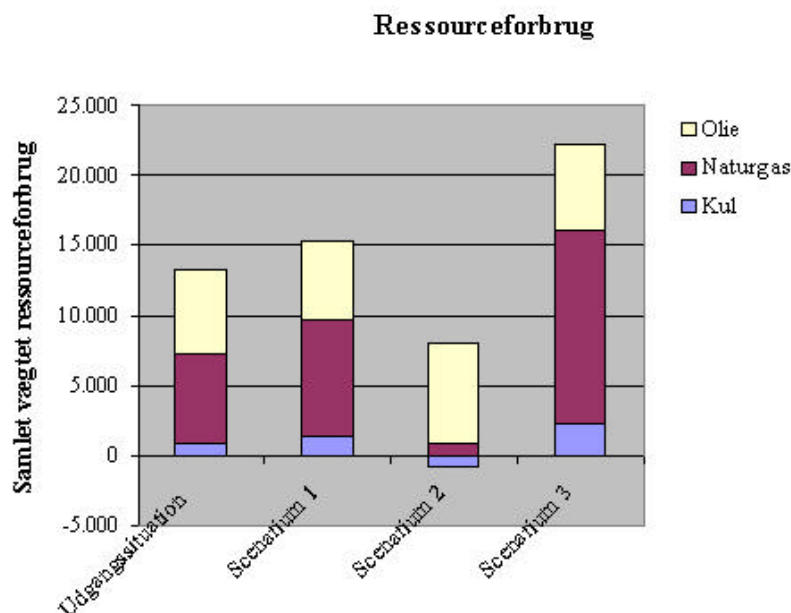
I figur 18.b-d er resultatet af livscyklusvurderingen af papir vist. Der gøres indledningsvis opmærksom på, at scenarierne ikke kan sammenlignes indbyrdes. Hvert scenarium skal særskilt sammenlignes med udgangssituationen. Dette skyldes, at det er forskellige dele af massestrømmen af papir der flyttes rundt på i scenarierne.



Figur 18.b Samlede vægtede effektpotentialer for udgangssituationen og scenarierne for papir. Alle effektkategorier er her vist.



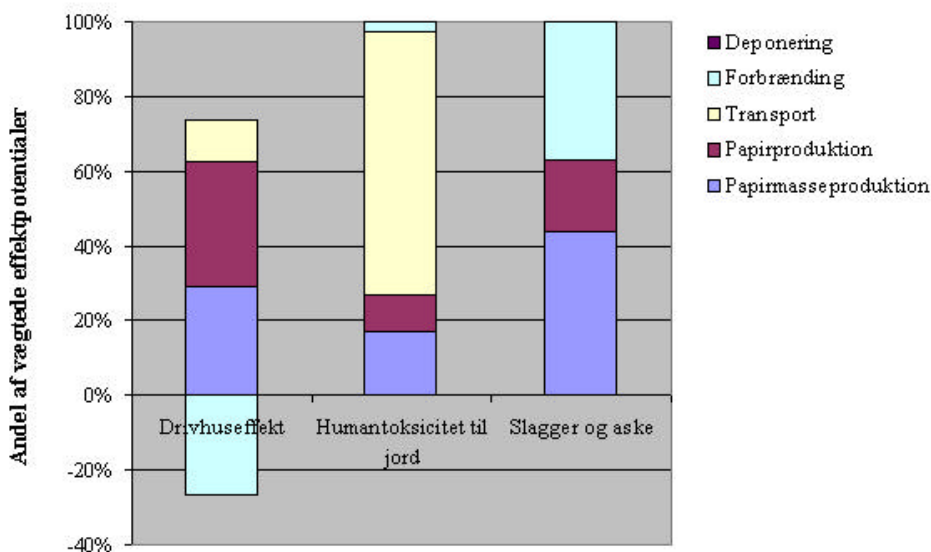
Figur 18.c Samlede vægtede effektpotentialer for udgangssituationen og scenarierne for papir. Øko- og humantoksicitet er her udeladt. De samlede vægtede effektpotentialer er omkring 2/3 mindre, end når toksiciteterne er medtaget.



Figur 18.d Samlet vægtet ressourceforbrug for udgangssituationen og scenarierne for papir

Udgangssituationen

Miljøeffekter: Det fremgår af figur 18.b, at den største del af de samlede miljøeffekter udgøres af humantoksicitet til jord, som udgør 40%. Dette stammer primært fra udledning af benzen til luft fra fremstilling af olie. Når der ses bort fra toksiciteterne, fremgår det af figur 18.c, at slagger og aske, er den væsentligste effektkategori efterfulgt af drivhuseffekt. I figur 18.e er bidraget til humantoksicitet til jord, drivhuseffekt og slagger og aske fra de forskellige enhedsprocesser i produktsystemet for papir vist.



Figur 18.e Bidrag til de væsentligste effektkategorier for papir i udgangssituationen.

Det fremgår af figur 18.e, at bidraget til drivhuseffekt stammer fra papir- og papirmasseproduktionen, som står for 85% og transport, som står for 15%. Den fortrængte drivhuseffekt, som svarer til 36% af det positive bidrag, stammer fra forbrænding af papiraffald. Humantoksicitet til jord stammer hovedsageligt fra transport, hvor det er emissioner af benzen i forbindelse med fremstilling af olien hertil, der er afgørende. Af slagter og aske stammer 63% fra papir- og papirmasseproduktionen og 37% fra forbrænding af papiraffald.

Ressourcer: Det væsentligste ressourceforbrug er, som det fremgår af figur 18.d, naturgas efterfulgt af olie. Forbruget af naturgas stammer næsten udelukkende fra papir- og papirmasseproduktionen. Desuden fortrænges en mængde naturgas fra forbrænding af papiraffald svarende til 53% af det positive bidrag til forbrug af naturgas, hvilket dog ikke fremgår af figur 18.d. Olie er den næstvæsentligste ressource, hvor omkring 57% bruges i papir- og papirmasseproduktion og 43% til transport. Forbruget af kul stammer hovedsageligt fra energiforsyningen til papir- og papirmassefremstilling.

Scenarium 1 - øget genindvinding

I scenarium 1 for papir flyttes 262.110 tons papiraffald fra forbrænding til genindvinding. Den øgede mængde papir, som indsamles, eksporteres til genindvinding i udlandet.

Miljøeffekter: Ændringerne i scenariet medfører, som det fremgår af figur 18.b, at de samlede vægtede effektpotentialer reduceres til 97,4% i forhold til udgangssituationen. Den begrænsede reduktion i de samlede vægtede effektpotentialer skyldes, at der er to forhold der opvejer hinanden. Dels sker der en miljøbesparelse på de udenlandske papirmassefabrikker, hvor der sker en reduktion i de samlede vægtede effektpotentialer på 10%, og dels reduceres miljøbesparelsen målt i samlede vægtede effektpotentialer fra forbrænding af papiraffald med 85% i forhold til udgangssituationen. Scenariet betyder, at der samlet sker en reduktion på 0,32 vægtede person-ækvivalenter pr. tons papir, der flyttes fra forbrænding til genindvinding. Den samlede reduktion til de 97,4% skyldes hovedsageligt humantoksicitet til jord og vand. Humantoksicitet reduceres på grund af det mindre energiforbrug på papirmassefabrikkerne, som ikke modsvares af en mindre mængde fortrængt dansk energi.

Miljøeffekter uden toksiciteter: Når der ses bort fra toksiciteterne, som vist i figur 18.c ændres billedet således, at de samlede vægtede effektpotentialer i scenarium 1 er 99,7% i forhold til udgangssituationen. Det vil sige, at når der ses bort fra toksiciteterne, så er scenariet stort set uændret i forhold til udgangssituationen. Dette skyldes, at der er to forhold, der trækker i hver sin retning. Dels sker der væsentlige reduktioner i farligt og fast affald, og dels sker der en stigning i drivhuseffekt. Dette er yderst bemærkelsesværdigt, idet der samlet sker en energibesparelse ved øget genindvinding på grund af, at der spares mere energi i papirmasseproduktionen end der fås ved forbrænding. At drivhuseffekten, på trods af at der er tale om en energibesparel-

se, stiger skyldes, at papirmasse primært produceres i udlandet, mens energi udvundet fra forbrænding fortrænger dansk produceret el og varme. El og varme i udlandet er i høj grad baseret på vandkraft, atomkraft og biobrændsel, mens det danske energisystem er baseret på CO₂-tungt kul og naturgas. Disse forhold betyder, at der for drivhuseffekt spares 15.000 vægtede personækvivalenter på papirmassefabrikkerne, mens der sker en forøgelse på 35.200 personækvivalenter på grund af den mindre forbrænding af papiraffald.

Ressourceforbrug: Når der ses på ressourceforbruget bemærkes det, at det ligesom drivhuseffekten er øget! Det samlede vægtede ressourceforbrug er forøget med 15% i forhold til udgangssituationen. Det er hovedsagelig forbruget af naturgas, der øges ved øget genindvinding. Dette skyldes, at affaldsforbrænding i udgangssituationen fortrænger en stor mængde dansk fjernvarme, som er baseret på naturgas. På de udenlandske papir- og papirmassefabrikker spares hovedsagelig energi i form af biobrændsel, hvilket ikke indgår som en ressource i UMIP.

Vurdering: Samlet vurderes det, at det er hensigtsmæssigt at flytte papiraffald fra forbrænding til genindvinding, hvilket primært skyldes reduktioner i toksiciteter og farligt og fast affald. Der er dog nogle specielle forhold, der gør sig gældende for drivhusgasser og ressourceforbrug, der relaterer sig til det danske energisystem. Ses der udelukkende på disse kan genindvinding i Danmark ikke betale sig. På trods af at der kræves mindre energi at producere returmasse, så kan det bedre betale sig, at producere jomfruelig papirmasse på de udenlandske papirfabrikker og forbrænde papiraffald i Danmark, end at producere returmasse. Problemet er altså ikke prioriteringen i affaldshierarkiet, men derimod det danske energisystem. De specielle forhold vedrørende det danske energisystem kommenteres yderligere i rapportens konklusionsdel.

Scenarium 2 - øget forbrænding

I scenarium 2 flyttes 654.405 tons papiraffald fra genindvinding til forbrænding. Scenariet indebærer, at der i Danmark ikke indsamles papir til genindvinding, hvilket dels betyder at dansk papirproduktion ændres fra produktion af genbrugspapir til produktion af papir lavet af importeret jomfruelig papirmasse, og dels at der ikke eksporteres returpapir til de udenlandske papirmassefabrikker.

Miljøeffekter: Som det fremgår af figur 18.b, stiger de samlede vægtede effektpotentialer til 110,6% i forhold til udgangssituationen. Denne forøgelse til de 110,6% dækker over to forhold, der modvirker hinanden. Dels sker der en stigning i slagter og aske samt humantoksicitet til jord og vand, og dels sker der reduktioner i drivhuseffekt og akut og kronisk økotoksicitet til vand. Stigningen i slagter og aske stammer fra den øgede forbrænding af papiraffald. Stigningen i humantoksicitet til jord og vand stammer fra det øgede energiforbrug i papirmasseproduktionen. Reduktionen i drivhuseffekt dækker over en forøgelse på 39.300 vægtede personækvivalenter på papirmassefabrikkerne, og en besparelse på 236.200 vægtede personækvivalenter på grund af den forøgede forbrænding af papiraffald. Årsagen til at der sker en samlet reduktion i

drivhuseffekt, er som forklaret under scenarium 1, at det danske energisystem, både med hensyn til produktion af varme fra naturgas og produktion af elektricitet, er mere forurenende end energisystemerne i udlandet. Reduktionen i kronisk og akut økotoksicitet til vand stammer fra den øgede energiudvinding ved forbrænding af papiraffald, og dermed fortrængning af dansk el. Scenariet betyder, at der samlet sker en forøgelse på 0,51 vægtede personækvivalenter pr. tons papir, der flyttes fra genindvinding til forbrænding.

Miljøeffekter uden toksiciteter: Når der ses bort fra toksiciteterne, som vist i figur 18.c ændres billedet, så de samlede vægtede effektpotentialer i scenarium 2 er 105,4% i forhold til udgangssituationen. Det vil sige, at når der ses bort fra toksiciteterne, så falder scenariet, trods et øget bidrag til drivhuseffekt bedre ud. Dette skyldes, at det vægtede effektpotentiale for farligt affald samt slagge og aske stiger mere end drivhuseffekt reduceres.

Ressourceforbrug: Det bemærkes, at ressourceforbruget er reduceret til 54,1% i forhold til udgangssituationen! Årsagen til at energiressourcerne reduceres ved at flytte papiraffald fra genindvinding til forbrænding er, at den samme som for drivhuseffekt beskrevet tidligere. Det er hovedsagelig forbruget af naturgas, der reduceres ved øget forbrænding af papiraffald. Dette skyldes, at affaldsforbrænding fortrænger en stor mængde dansk fjernvarme, som er baseret på naturgas. Desuden bliver forbruget af kul negativt, hvilket skyldes, at der fortrænges dansk el, som i høj grad er baseret på kul. Forbruget af olie stiger med 20%, hvilket skyldes et større forbrug af olie som brændsel på papirmassefabrikkerne. På trods af at ressourceforbruget ifølge UMIP-metoden er reduceret, så gøres der opmærksom på, at der i scenariet bruges langt mere biobrændsel og træ på papirfabrikkerne.

Vurdering: Det vurderes, at det trods besparelser i drivhuseffekt og ressourceforbrug i scenariet, ikke er hensigtsmæssigt at flytte papiraffald fra forbrænding til genindvinding. Argumentationen herfor er, at miljø- og ressourceforholdene i scenariet er stærkt afhængig af energisystemet. Det vil sige det ikke er prioriteringen i affaldshierarkiet, der er uhensigtsmæssig, men derimod det danske energisystem.

Scenarium 3 - øget deponering

I scenarium 3 for papir flyttes 705.070 tons papiraffald fra forbrænding til deponering. Der ændres ikke på den producerede mængde papir eller på genindvindingsprocenten.

Miljøeffekter: Ændringerne i scenariet medfører, at de samlede vægtede effektpotentialer forøges til 137% i forhold til udgangssituationen. Dette betyder, at det ikke kan betale sig at satse på øget deponering af papir. Den samlede forøgelse til de 137% skyldes primært en forøgelse i kronisk og akut økotoksicitet til vand. Stigningen i kronisk og akut økotoksicitet til vand stammer fra den reducerede energiudvinding fra forbrænding af papiraffald, hvor det er den for-

trængte dansk elektricitet, der slår ud. Scenariet betyder, at der samlet sker en forøgelse på 1,64 vægtede personækvivalenter pr. tons papir, der flyttes fra forbrænding til deponering.

Miljøeffekter uden toksiciteter: Når der ses bort fra toksiciteterne, som vist i figur 18.c, ændres billedet således, at de samlede vægtede effektpotentialer i scenarium 3 er 103% i forhold til udgangssituationen. Det vil sige, at når der ses bort fra toksiciteterne, så bliver scenariet væsentligt bedre. Dog er det stadig mere miljøbelastende end udgangssituationen.

Ressourceforbrug: Når der ses på ressourceforbruget ses det, at det samlede vægtede ressourceforbrug er 167% i forhold til udgangssituationen. Det øgede ressourceforbrug skyldes, at der ved deponering ikke fortrænges el og fjernvarme, som det er tilfældet ved forbrænding. Derfor er forbruget af naturgas og kul væsentligt større i scenarium 3 end i udgangssituationen.

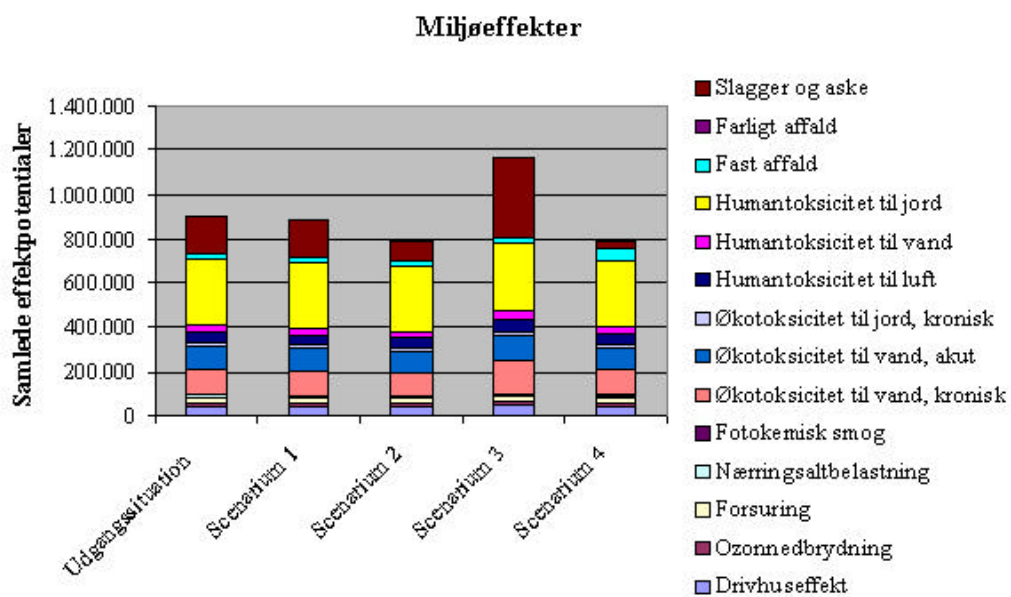
Vurdering: Samlet vurderes det, at det ikke er hensigtsmæssigt at flytte papiraffald fra forbrænding til deponering.

Sammenfatning

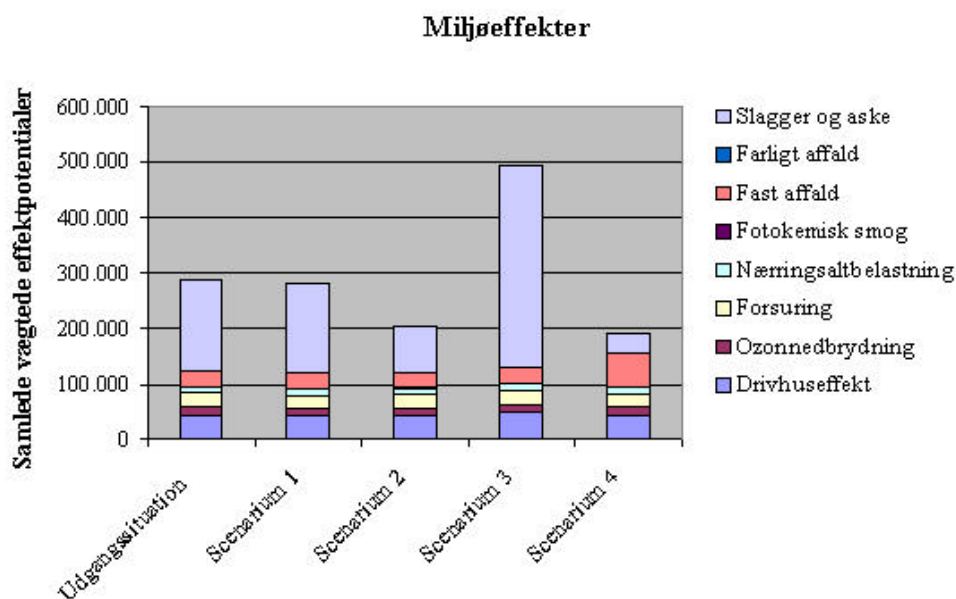
Det kan ud fra de tre scenarier for massestrømmen af papir konkluderes, at prioriteringen i affaldshierarkiet gælder for papir. Der er imidlertid nogle specielle forhold, der gør sig gældende for drivhuseffekt og energiressourcer, når der ses på øget genindvinding, idet disse påvirkes i negativ retning. Årsagen hertil er forskelle på landenes energisystemer, og dette vil blive nærmere kommenteret i rapportens konklusionsdel.

18.4 Livscyklusvurdering af glas

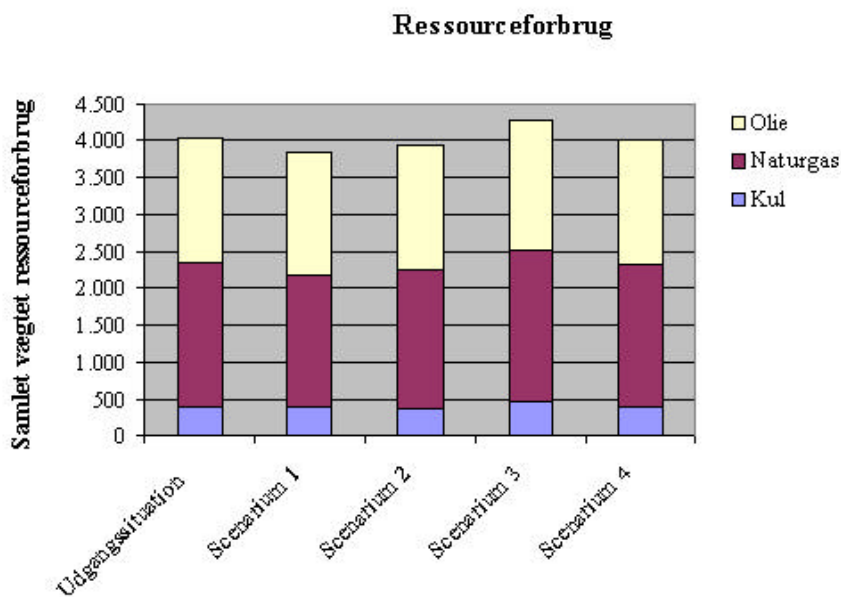
I figur 18.f-h er resultatet af livscyklusvurderingen af glas vist. Det skal som ved papir gøres opmærksom på, at scenarierne ikke kan sammenlignes indbyrdes. Hvert scenarium skal særskilt sammenlignes med udgangssituationen, hvilket skyldes, at det er forskellige dele af massestrømmen af glas der flyttes rundt på i scenarierne.



Figur 18.f Samlede vægtede effektpotentialer for udgangssituationen og scenarierne for glas. Alle effektkategorier er her vist.



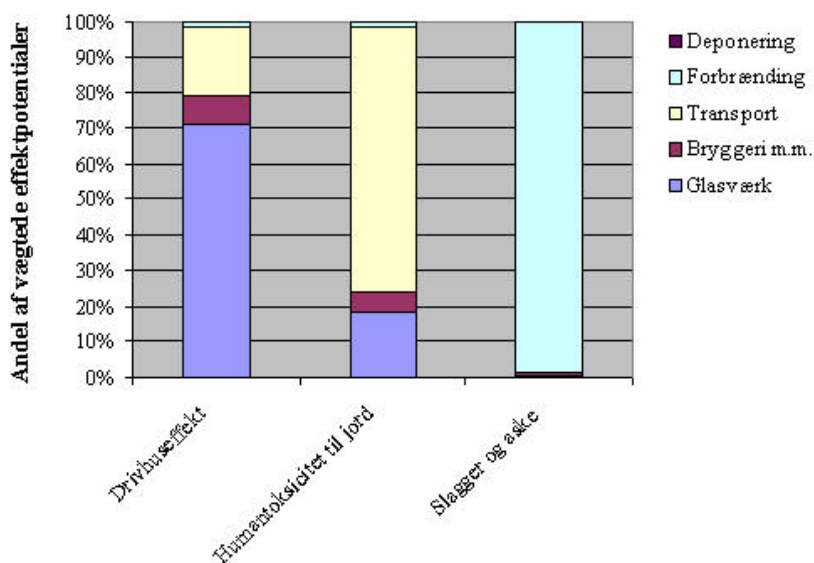
Figur 18.g Samlede vægtede effektpotentialer for udgangssituationen og scenarierne for glas. Øko- og humantoksicitet er her udeladt. Det bemærkes, at de samlede vægtede effektpotentialer er omkring 2/3 mindre, end når toksiciteterne er medtaget.



Figur 18.h Samlet vægtet resourceforbrug for udgangssituationen og scenarierne for glas.

Udgangssituationen

Miljøeffekter: Det fremgår af figur 18.f, at den største del af de samlede miljøeffekter udgøres af humantoksicitet til jord, som udgør 33%. Humantoksicitet til jord stammer primært fra udledning af benzen til luft fra fremstilling af olie. I figur 18.g er udgangssituationen vist, hvor toksiciteterne er udeladt. Når der ses bort fra toksiciteterne fremgår det, at slagger og aske, er den væsentligste effektkategori efterfulgt af drivhuseffekt. I figur 18.i er bidraget til humantoksicitet til jord, drivhuseffekt og slagger og aske fra de forskellige enhedsprocesser i produktsystemet for glas vist.



Figur 18.i Bidrag til de væsentligste effektkategorier for glas i udgangssituationen.

Det fremgår af figur 18.i, at bidraget til drivhuseffekt hovedsageligt stammer fra glasværkerne, som står for 71%, og transport, som står for 19%. Humantoksicitet til jord stammer hovedsageligt fra transport, som følge af fremstilling af olie hertil. Slagger og aske er restprodukter fra affaldsforbrændingsanlæggene.

Ressourceforbrug: Det væsentligste ressourceforbrug er ifølge figur 18.h naturgas. Forbruget af naturgas stammer næsten udelukkende fra glasværkerne. Olie er den anden væsentligste ressource, hvor størstedelen går til glasværkerne, som står for 41% af forbruget, og transport som står for 38%.

Scenarium 1 - øget genbrug

I scenarium 1 for glas flyttes 33.212 tons glas fra genindvinding til genbrug.

Miljøeffekter: Det fremgår af figur 18.f, at de samlede vægtede effektpotentialer reduceres til 97,8% i forhold til udgangssituationen. Den relativt begrænsede effekt skyldes, at der flyttes en meget lille mængde glas, i forhold til hvad der i forvejen genbruges. De væsentligste reduktioner sker indenfor humantoksicitet til jord og luft, kronisk økotoksicitet til vand og drivhuseffekt. Disse reduktioner skyldes alle primært reduktioner i energiforbruget på glasværkerne. Ingen af effektkategorierne er i scenariet stigende. Scenariet betyder, at der samlet sker en reduktion på 0,61 vægtede personækvivalenter pr. tons glas, der flyttes fra genindvinding til genbrug.

Miljøeffekter uden toksiciteter: Af figur 18.g fremgår det, at billedet ændres således, at de samlede vægtede effektpotentialer i scenarium 1 er 98,4% i forhold til udgangssituationen. Her ved ses det, at genbrug falder en smule mindre fordelagtig ud, når der ses bort fra toksicitet.

Ressourceforbrug: Det samlede vægtede ressourceforbrug i scenariet er 94,7% i forhold til udgangssituationen. Den væsentligste reduktion er forbruget af naturgas på glasværkerne, mens der sker en mindre forøgelse på bryggerier m.m., hvor der skal bruges en ekstra mængde energi og dermed naturgas til vask af genbrugsflasker.

Vurdering: Samlet vurderes det, at det er hensigtsmæssigt at flytte glasaffald fra genindvinding til genbrug.

Scenarium 2 - øget genindvinding

I scenarium 2 for glas flyttes 25.125 tons glas fra den blandede fraktion som sendes til forbrænding til genindvinding.

Miljøeffekter: Ændringerne i scenariet medfører, at de samlede vægtede effektpotentialer reduceres til 87,7% i forhold til udgangssituationen. Den væsentligste reduktion sker indenfor slag-

ger og aske fra affaldsforbrænding, som står for 71% af reduktionen i de samlede vægtede effektpotentialer. Desuden sker der væsentlige reduktioner i kronisk og akut økotoksicitet til vand, hvilket skyldes et mindre energiforbrug på glasværkerne. Scenariet betyder, at der samlet sker en reduktion på 4,41 vægtede personækvivalenter pr. tons glas, der flyttes fra forbrænding til genindvinding.

Miljøeffekter uden toksiciteter: Når der ses bort fra toksiciteterne, hvilket er vist i figur 18.g ændres billedet, så de samlede vægtede effektpotentialer i scenarium 2 er 71,5% i forhold til udgangssituationen. Det vil sige, at genindvinding falder væsentlig bedre ud, hvis der ses bort fra toksicitet. De væsentligste reduktioner sker indenfor slagge og aske, hvis betydning bliver meget større, når der ses bort fra toksiciteterne.

Ressourceforbrug: I scenariet er det samlede vægtede ressourceforbrug 97,2% i forhold til udgangssituationen. De væsentligste reduktioner sker indenfor forbrug af naturgas på glasværkerne. Desuden spares en mindre del kul forbundet med elproduktionen til glasværkerne.

Vurdering: Samlet vurderes det, at det er hensigtsmæssigt at flytte glasaffald fra forbrænding til genindvinding.

Scenarium 3 - øget forbrænding

I scenarium 3 for glas flyttes 63.870 tons glas fra genindvinding til den blandede fraktion som sendes til forbrænding.

Miljøeffekter: Det fremgår af figur 18.f, at de samlede vægtede effektpotentialer forøges til 130% i forhold til udgangssituationen. Forøgelsen skyldes primært en stigning i mængden af aske og slagge fra affaldsforbrændingsanlæg, idet glas ikke kan brænde og derfor ender som slagge og aske. Der er desuden en mindre forøgelse i kronisk og akut økotoksicitet til vand, hvilket skyldes øget energiforbrug på glasværkerne, som følge af en lavere skårprocent i inputtet af råvarer. Scenariet betyder, at der samlet sker en forøgelse på 4,29 vægtede personækvivalenter pr. tons glas, der flyttes fra genindvinding til forbrænding.

Miljøeffekter uden toksiciteter: Af figur 18.g fremgår det, at billedet ændres således, at de samlede vægtede effektpotentialer i scenarium 3 er 172% i forhold til udgangssituationen. Her ved ses det, at forbrænding falder væsentligt dårligere ud, hvis der ses bort fra toksicitet. De væsentligste forøgelser her sker indenfor slagge og aske, hvis betydning bliver meget større, når der ses bort fra toksiciteterne.

Ressourceforbrug: Det samlede vægtede ressourceforbrug i scenariet er 106% i forhold til udgangssituationen. Den væsentligste forøgelse er indenfor forbruget af naturgas på glasværkerne, hvilket skyldes et større energiforbrug som følge af en lavere skårprocent.

Vurdering: Samlet vurderes det, at det ikke er hensigtsmæssigt at opgive indsamlingssystemet af glas til genindvinding. Dermed er genindvinding af glas bedre end forbrænding.

Scenarium 4 - øget deponering

I scenarium 4 for glas flyttes 40.960 tons glas fra den blandede fraktion, som sendes til forbrænding, til deponering. Der ændres ikke på den producerede mængde glas eller på genindvindingsprocenten.

Miljøeffekter: Ændringerne i scenariet medfører, at de samlede vægtede effektpotentialer reduceres til 88,0% i forhold til udgangssituationen. Det betyder, at det kan betale sig at udsortere glas fra den blandede fraktion, som sendes til forbrænding, og i stedet deponere det. Den samlede reduktion skyldes to forhold, der trækker i hver sin retning. Det drejer sig om mængden af slagger og aske fra forbrændingsanlægget, der bliver mindre, mens mængden af fast affald bliver større. Mængdemæssigt er der tale om de samme værdier, men i UMIP-metoden vægtes et tons slagger og aske ca. fire gange højere end et tons fast affald. Derfor opnås der en miljøgevinst ved at flytte glas fra forbrænding til deponering. Scenariet betyder, at der samlet sker en reduktion på 2,63 vægtede personækvivalenter pr. tons glas, der flyttes fra forbrænding til deponering.

Miljøeffekter uden toksiciteter: Når der ses bort fra toksiciteterne, som vist i figur 18, g ændres billedet således, at de samlede vægtede effektpotentialer i scenarium 4 er 66,4% i forhold til udgangssituationen. Det vil sige, at når der ses bort fra toksiciteterne, så bliver scenariet væsentligt bedre, hvilket skyldes at betydningen af slagger og aske bliver større.

Ressourceforbrug: Når der ses på ressourceforbruget ses det, at det samlede vægtede ressourceforbrug er 99,1% i forhold til udgangssituationen. Det vil sige, der ikke sker nogen nævneværdig reduktion. Den minimale forskelle fra udgangssituationen skyldes, at der spares transport af slagger og aske fra forbrændingsanlæg til deponering.

Vurdering: Det vurderes, at det er hensigtsmæssigt at udsortere glas fra den brændbare fraktion, og deponere dette. Med andre ord vurderes prioriteringen i affaldshierarkiet mellem forbrænding og deponering ikke at gælde for glas. Der kan imidlertid sættes spørgsmålstegn ved, om det reelt betyder så meget at det samme glas, som blot ikke har været igennem et forbrændingsanlæg, medfører en så stor forskel.

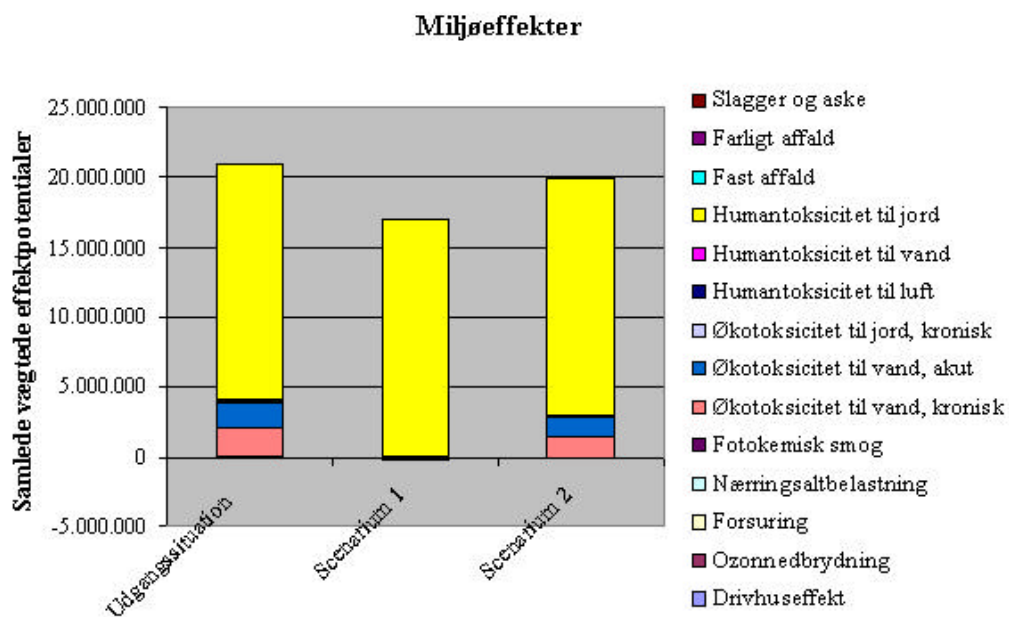
Sammenfatning

Ud fra de fire scenarier for massestrømmen af glas kan det konkluderes, at en prioritering for bortskaffelse af glas jævnfør affaldshierarkiet ikke er hensigtsmæssig. De to nederste trin i affaldshierarkiet har byttet plads, hvilket skyldes at mængden af slagger og aske fra forbrændings-

anlæg er mere uønsket end deponiaffald. Dette vil blive nærmere beskrevet i rapportens konklusionsdel.

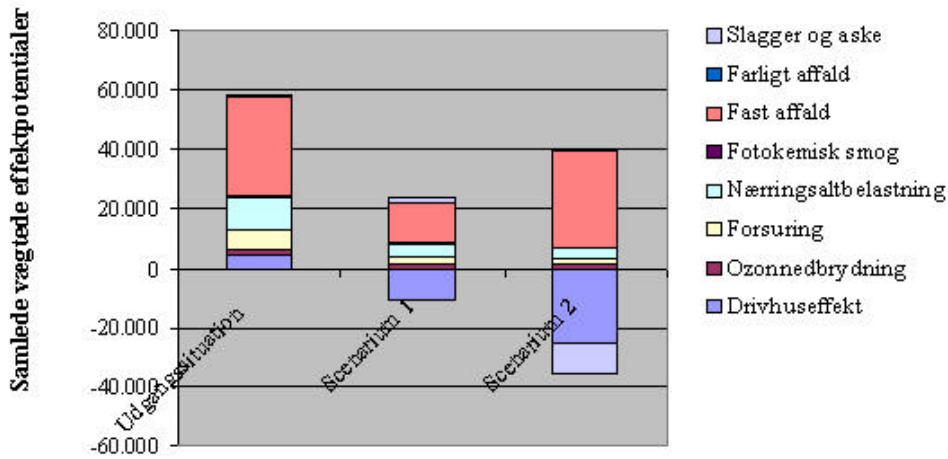
18.5 Livscyklusvurdering af imprægneret træ

I figur 18.j-1 er resultatet af livscyklusvurderingen af imprægneret træ vist. Det skal indledningsvist gøres opmærksom på at scenarierne, modsat ved papir og glas, i dette afsnit kan sammenlignes indbyrdes. Dette skyldes, at det er det samme der ændres på i massestrømmen af imprægneret træ i scenarierne.



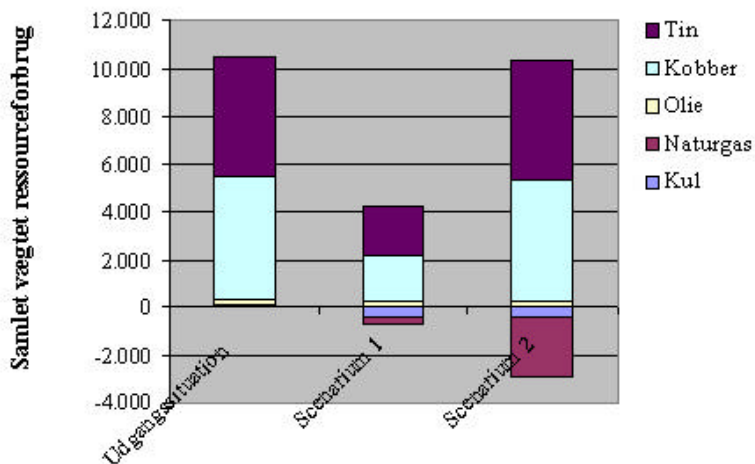
Figur 18.j Samlede vægtede effektpotentialer for udgangssituationen og scenarierne for imprægneret træ. Alle effekt kategorier er her vist.

Miljøeffekter



Figur 18.k Samlede vægtede effektpotentialer for udgangssituationen og scenarierne for imprægneret træ. Øko- og humantoksicitet er her udeladt. Det bemærkes, at de samlede vægtede effektpotentialer er omkring 99,5% mindre, end når toksiciteterne er medtaget!

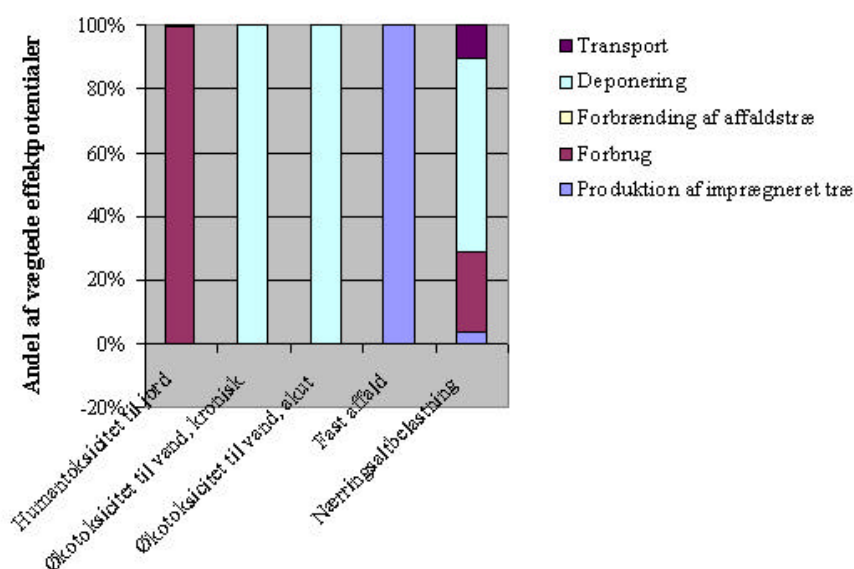
Ressourceforbrug



Figur 18.l Samlet vægtet ressourceforbrug for udgangssituationen og scenarierne for imprægneret træ. Årsagen til at arsen og krom ikke er medtaget i figuren er, at disse ressourcer ikke er medtaget i UMIP-metoden.

Udgangssituationen

Miljøeffekter: Det fremgår af figur 18.j, at den største del af de samlede miljøeffekter udgøres af humantoksicitet til jord, som udgør 80%. Den resterende del af de samlede vægtede effekt-potentialer udgøres stort set af kronisk og akut økotoksicitet til vand. Det er bemærkelsesværdigt, at toksiciteten ved imprægneret træ er væsentligt større end ved papir og glas, samt at det stammer fra forbrugsfasen. De meget store vægtede effektpotentialer for toksicitet betyder, at de resterende effektkategorier ikke træder frem i figur 18.j. I figur 18.k er udgangssituationen vist, hvor toksiciteterne er udeladt. Når der ses bort fra toksiciteterne fremgår det, at fast affald, er den væsentligste effektkategori efterfulgt af næringssaltbelastning. I figur 18.m er bidraget til humantoksicitet til jord, akut og kronisk økotoksicitet til vand, fast affald og næringssaltbelastning fra de forskellige enhedsprocesser i produktsystemet for imprægneret træ vist.



Figur 18.m Bidrag til de væsentligste effektkategorier for imprægneret træ i udgangssituationen.

Det fremgår af figur 18.m, at humantoksicitet til jord, som er den væsentligste effektkategori, næsten udelukkende stammer fra udledninger i forbrugsfasen. I forbrugsfasen, hvor omkring 25% af aktivstofferne i det imprægnerede træ vaskes ud til jord, er det arsen der slår ud. Økotoksicitet til vand stammer fra emissioner af kobber fra perkolatrensning på deponeringsanlæggene. Bidraget til fast affald stammer fra produktion af imprægneret træ, hvor det er udvinding af kobber, der giver hele bidraget i form af støv fra minedrift. Næringssaltbelastning stammer for 52% vedkommende fra emissioner af ammonium og nitrat fra perkolatrensning på deponeringsanlæggene, og for 25% vedkommende fra udvaskning af fosfor fra det imprægnerede træ i forbrugsfasen.

Ressourceforbrug: Det væsentligste ressourceforbrug er, som det fremgår af figur 18.l, kobber efterfulgt af tin. Det gøres opmærksom på at ressourceforbruget af arsen og krom, som også er aktivstoffer til imprægneringen, ikke er medtaget i UMIP-metoden. Derfor fremgår forbruget af disse stoffer ikke af livscyklusvurderingen. Forbruget af energiressourcer, som var de væsentligste ved papir og glas, slår ikke nævneværdigt ud ved imprægneret træ. Dette skyldes, dels at produktion af imprægneret træ ikke er lige så energiintensiv som produktion af papir og glas, og dels at der er tale om en meget mindre mængde imprægneret træ end papir og glas.

Scenarium 1 - øget genudnyttelse

I scenarium 1 for imprægneret træ flyttes 148.158 tons imprægneret træ fra deponering til genudnyttelse.

Miljøeffekter: Som det ses i figur 18.j, reduceres de samlede vægtede effektpotentialer til 80,4% i forhold til udgangssituationen. De væsentligste reduktioner sker indenfor kronisk og akut økotoksicitet til vand fra perkolatrensning på deponeringsanlæg, som tilsammen står for 97% af den samlede reduktion. Scenariet betyder, at der samlet sker en reduktion på 27,7 vægtede personækvivalenter pr. tons imprægneret træ, der flyttes fra deponering til genudnyttelse. Dette er en væsentlig større reduktion end ved papir og glas. Den store forskel skyldes, at toksiciteterne slår væsentligt mere ud for imprægneret træ end for papir og glas, som har samlede vægtede effektpotentialer på henholdsvis 3,1 mio. og 0,9 mio. vægtede personækvivalenter, mens det for imprægneret træ er 21 mio.

Miljøeffekter uden toksiciteter: Det fremgår af figur 18.k, at billedet ændres, når toksiciteterne ikke medtages i vurderingen. Således er de samlede vægtede effektpotentialer i scenarium 1 er 23,4% i forhold til udgangssituationen. Herved ses det, at genudnyttelse falder væsentlig bedre ud, hvis der ses bort fra toksicitet. De væsentligste reduktioner her sker indenfor fast affald og drivhuseffekt, hvis betydning bliver meget større, når der ses bort fra toksiciteterne. Reduktionen i fast affald skyldes, at der genudnyttes en stor mængde kobber, hvor der i minedriften genereres store mængder affald. Reduktionen i drivhuseffekt skyldes, at der fortrænges en mængde el og fjernvarme ved pyrolyse og separation af imprægneret træ.

Ressourceforbrug: Det samlede vægtede ressourceforbrug i scenariet er 33,9% i forhold til udgangssituationen. Dette er en markant reduktion. De væsentligste reduktioner sker for forbruget af tin og kobber, som tilsammen står for 89% af reduktionen i ressourceforbruget. Den resterende reduktion skyldes sparede energiressourcer i form af kul og naturgas fra energiudnyttelsen af den udvundne gas og kul. Det gøres opmærksom på at der i dette scenarium udvindes en mængde krom og arsen, som ikke fremgår af livscyklusvurderingen, idet disse ressourcer ikke er medtaget i UMIP-metoden.

Vurdering: Det vurderes, at det er hensigtsmæssigt at pyrolysere og genudnytte metallerne og det resterende energiindhold ved separation for imprægneret træ.

Scenarium 2 - øget forbrænding

I scenarium 2 for imprægneret træ flyttes 148.158 tons imprægneret træ fra deponering til forbrænding.

Miljøeffekter: Ændringerne i scenariet medfører, at de samlede vægtede effektpotentialer reduceres til 95,0% i forhold til udgangssituationen. Reduktionen skyldes primært en nedgang i akut og kronisk økotoksicitet til vand. Der er desuden en mindre reduktion i drivhuseffekt. Både reduktionen i økotoksicitet og drivhuseffekt skyldes, at der fortrænges dansk el og varme ved forbrænding af imprægneret træ. Scenariet betyder, at der samlet sker en reduktion på 7,6 vægtede personækvivalenter pr. tons imprægneret træ, der flyttes fra deponering til forbrænding.

Miljøeffekter uden toksiciteter: Når der ses bort fra toksiciteterne, som vist i figur 18.k ændres billedet således, at de samlede vægtede effektpotentialer i scenarium 2 er 6,7% i forhold til udgangssituationen. Herved ses det, at forbrænding falder markant bedre ud, hvis der ses bort fra toksicitet. De væsentligste reduktioner her sker indenfor drivhuseffekt, slagger og aske samt næringssaltbelastning. Både bidraget til drivhuseffekt og slagger og aske er negativt, hvilket skyldes, at der fortrænges store mængder dansk el og varme.

Ressourceforbrug: Det samlede vægtede ressourceforbrug i scenariet er 70,8% i forhold til udgangssituationen. Reduktionen skyldes en nedgang i forbruget af naturgas og kul, som følge af, at der fortrænges varme og el.

Vurdering: Samlet vurderes det, at det er hensigtsmæssigt at flytte imprægneret træ fra deponering til forbrænding. Forbedringen er imidlertid betinget af, at antagelsen om, at imprægneret træ deponeres på et normalt deponeringsanlæg holder. Hvis der er tale om overdækkede deponeringsanlæg, hvor der dannes mindre mængder perkolat, og der dermed kun sker en lille udledning af de aktive imprægneringsstoffer, så vil forbrænding højst sandsynlig ikke være hensigtsmæssig.

Sammenfatning

Det kan ud fra de to scenarier for massestrømmen af imprægneret træ konkluderes, at prioriteringen i affaldshierarkiet er hensigtsmæssig. Dette begrundes med, at selvom det kan betale sig at flytte imprægneret træ fra deponering til forbrænding, så gøres der jævnfør figur 18.j og 18.l opmærksom på, at det bedre kan betale sig at genanvende ressourcerne ved pyrolyse og separation. Det er karakteristisk for imprægneret træ, at det er toksiciteterne, der har den langt største betydning, samt at de væsentligste miljøpåvirkninger stammer fra forbrugsfasen.

18.6 Vurdering af affaldshierarkiet på baggrund af livscyklusvurderingerne

Generelt viser livscyklusvurderingerne af papir, glas og imprægneret træ, at affaldshierarkiet er et hensigtsmæssigt princip. Dog er der nogle specielle forhold der gør sig gældende for ressourcer og drivhuseffekt ved øget genanvendelse af papir, og for affald ved øget deponering af glas. Når genindvinding af papir øges, så stiger bidraget til drivhuseffekt og forbruget af energiresourcer på trods af at der samlet set spares energi. Årsagen hertil er, at energibesparelserne sker i udlandet, mens at den øgede energiproduktion som følge af øget forbrænding sker i Danmark. Da det danske energisystem bidrager mere til drivhuseffekt og ressourceforbrug end energi fra CHP-anlæg i udlandet, så vindes der mere ved at fortrænge dansk el og varme ved forbrænding i Danmark, end ved energibesparelser i udlandet. Deponering af glas falder i livscyklusvurderingen bedre ud end forbrænding. Dette skyldes, at glas der har været igennem et forbrændingsanlæg klassificeres som slagge og aske, mens glas der sendes direkte til deponering klassificeres som deponiaffald. Slagge og aske er i UMIP-metoden vægtet fire gange højere end deponiaffald, hvilket er årsagen til, at det kan betale sig at deponere frem for at forbrænde glas. Hvorvidt dette er en reel måde at vurdere deponering kontra forbrænding for inerte fraktioner diskuteres i rapportens konklusionsdel.

Det generelle billede er, at for den organiske fraktion *papir* og den inerte fraktion *glas* er det energisystemet, der er udpeget som en af de væsentligste steder hvorfra miljøpåvirkningerne stammer. For den farlige affaldsfraktion *imprægneret træ* er det udledninger af de farlige stoffer, der er problemet, samt at den væsentligste påvirkning stammer fra forbrugsfasen. Desuden betyder humantoksicitet fra udledning af benzen i forbindelse med raffinering af olie, som bruges som brændstof til transport overraskende meget. Her kan det igen diskuteres, om det er reelt at toksiciteterne skal have en så stor vægt, hvilket beskrives nærmere i rapportens konklusionsdel.



Fortolkning og konklusioner

Del 7

Fortolkninger af de gennemførte miljøvurderinger og undersøgelsens konklusioner er samlet i denne del.

I kapitel 19 diskuteres fordele og ulemper ved de forskellige miljøvurderingsmetoder, som anvendes til at vurdere affaldshierarkiet i kapitel 15-18.

I kapitel 20 vurderes de miljømæssige effekter af udvalgte eksempler på renere teknologi. Dette gøres for at få et indblik i, hvor store miljøbesparelser der kan opnås ved affaldshierarkiets øverste trin: Renere teknologi.

I kapitel 21 konkluderes det, om affaldshierarkiet er miljømæssigt hensigtsmæssigt for papir, glas og imprægneret træ, og det vurderes om affaldshierarkiet generelt er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip.

I kapitel 22 perspektiveres størrelserne og væsentligheden af de mulige samlede miljøbesparelser for papir, glas og imprægneret træ. Dette gøres ved at sætte de opnåede miljøbesparelser i forhold til hele Danmarks *miljøregnskab*.

I kapitel 23 præsenteres den sammenfattende konklusionen for rapporten.

19 Miljøvurderingsmetoder

I dette kapitel indledes rapportens konklusionsdel, med en diskussion af de forskellige miljøvurderingsmetoder, hvormed affaldshierarkiet er vurderet i kapitel 15-18. Det drejer sig om to strategiske miljøvurderinger, en input-output vurdering og en livscyklusvurdering. Indledningsvis beskrives de metodiske overvejelser, der ligger til grund for sammenligning af miljøvurderingsmetoderne. Herefter beskrives det, hvilke miljøpåvirkninger der har været i fokus i de forskellige miljøvurderingsmetoder, og hvilken betydning det har for resultatet. Herpå beskrives de væsentligste forskelle på miljøvurderingernes konklusioner for papir, glas og imprægneret træ. På denne baggrund vurderes metodernes styrker og svagheder, og deres egnethed til miljøvurdering af et overordnet princip som affaldshierarkiet. Afslutningsvis beskrives perspektiverne ved anvendelse af miljøvurderinger til vurdering af overordnede principper i miljøpolitikken.

19.1 Metodiske overvejelser

Et generelt accepteret princip i videnskab er, at man skal være sig sin subjektivitet bevidst og gøre sine værdipræmisser eksplicite, således at andre kan vurdere objektiviteten af en foretagen undersøgelse. Dette skyldes, at forskernes egne erfaringer og værdier kan have indflydelse på foretagne undersøgelser og konklusioner [Andersen, 1994, s. 33]. Vurderingen af de forskellige miljøvurderingsmetoder i dette kapitel er en vurdering af projektgruppens egne udførte vurderinger. Det vil sige, at kritikken af de forskellige miljøvurderingsmetoder i høj grad baseres på erfaringer opnået ved udarbejdelse af miljøvurderingerne og ikke på en teoretisk funderet kritik af metodebeskrivelser fra primærlitteraturen. I det følgende beskrives det, hvilke problemer i relation hertil det er forsøgt at tage hånd om gennem udførelsen af rapporten.

Projektgruppen har erfaring med livscyklusvurdering fra tidligere projekter. Dette gør, at der er mulighed for, at livscyklusvurderingerne er af bedre kvalitet end de anvendte metoder i projekt, som projektgruppen ikke har benyttet tidligere. Dette er søgt afhjulpet ved grundige studier af metoderne, og ved at projektgruppen har betragtet eksempler på udførte vurderinger før udarbejdelsen af miljøvurderingerne i denne rapport.

I forbindelse med et tidligere projekt, hvor projektgruppen har livscyklusvurderet massestrømmen af papir i Danmark, er det erfaret, at der er store fordele ved at anvende massestrømsanalyser som grundlag for livscyklusvurderinger af hele kredsløb i samfundet. Livscyklusvurderingen i denne rapport er den metode, der kræver det mest detaljerede datagrundlag. Da de tre miljøvurderingsmetoder, der anvendes, baseres på samme datagrundlag, er det valgt at foretage massestrømsanalyser af de fraktioner, der miljøvurderes i undersøgelserne. Dét, at der er anvendt massestrømsanalyser som datagrundlag, og det er hele produktsystemer der undersøges, har medført, at metoderne til de udførte miljøvurderinger har skullet tilpasses, ligesom datagrundlaget ikke nødvendigvis har været tilsvarende det der almindeligvis anvendes til meto-

derne. Specielt strategiske miljøvurderinger er ifølge forskrifterne ikke tænkt udført på så specifikt et grundlag. Dette forhold er ikke afbødet på forhånd, men det er valgt at belyse betydningen af datagrundlaget ved at foretage to strategiske miljøvurderinger, hvor den ene udføres inden udarbejdelsen af massestrømsanalyserne.

Et andet forhold, der kan påvirke resultaterne i denne undersøgelse, er subjektivitet på grund af kendskab til gode eller dårlige eksempler på eksisterende miljøvurderinger. Projektgruppen har gennemgået en række strategiske miljøvurderinger af lovforslag, grønne regnskaber og livscyklusvurderinger af varierende kvalitet. For at afbøde subjektivitet ved udførelse af miljøvurderingerne, er der lagt vægt på, så vidt det har været muligt i forhold til undersøgelsen, at følge forskrifter for de forskellige metoder.

Endelig er det søgt at tage højde for, at erfaringsniveauet kan ændres under forløbet, idet projektgruppens erfaringer med én miljøvurdering ændrer forudsætningerne for den næste. Dette er søgt afhjulpet ved, at de tre miljøvurderinger, som er udarbejdet på det detaljerede grundlag, er udarbejdet uafhængigt af hinanden af medlemmerne i projektgruppen.

19.2 Forskellige miljøpåvirkninger i fokus

I dette afsnit beskrives de fokusområder, der træder frem i de fire miljøvurderingsmetoder. Den første strategiske miljøvurdering skiller sig ud fra de øvrige miljøvurderinger, idet den er udarbejdet tidligt i projektforløbet og uden detaljeret viden. De øvrige tre miljøvurderinger er alle udarbejdet på baggrund af opgørelser af massestrømme og forhold, der påvirker miljøet. Der gøres opmærksom på, at diskussionen af livscyklusvurderingsmetoden i det følgende omhandler livscyklusvurderinger udarbejdet efter UMIP-metoden, og ikke livscyklusvurderinger generelt, idet der kan findes andre metoder, der tager højde for de kritikpunkter, der rejses.

På trods af at der er brugt forskellige miljøvurderingsmetoder, er den generelle konklusion for alle miljøvurderingerne den samme: *Affaldshierarkiet er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip*. Der er imidlertid stor forskel på, hvilke miljøpåvirkninger, der er identificeret som årsag til konklusionen i de forskellige miljøvurderinger. I figur 19.a er der vist en oversigt over de kategorier af miljøpåvirkninger, der er årsag de væsentligste ændringer i scenarierne og dermed har været i fokus.

Miljøvurderingsmetode	Kategorier der ændres mest i scenarierne
Strategisk miljøvurdering 1	<ul style="list-style-type: none"> • Klima • Ressourcer • Affald
Strategisk miljøvurdering 2	<ul style="list-style-type: none"> • Luft • Klima • Menneskers sundhed
Input-output	<ul style="list-style-type: none"> • Energi • Råvarer • Udledninger • Affald
Livscyklusvurdering	<ul style="list-style-type: none"> • Human- og økotoxicitet • Drivhuseffekt • Slagger og aske

Figur 19.a Oversigt over hvor fokus har været i de forskellige miljøvurderingsmetoder. I figuren er de kategorier af miljøpåvirkninger, hvor der sker de væsentligste ændringer i scenarierne for papir, glas og imprægneret træ i de forskellige miljøvurderingsmetoder vist.

Det fremgår af figur 19.a, at der er stor forskel på, hvad fokus er i de forskellige miljøvurderingsmetoder. Klima er i fokus i de fleste miljøvurderinger, hvor kun input-output vurderingen skiller sig ud. Årsagen til at udledning af drivhusgasser ikke fremtræder så væsentligt i input-output vurderingen er, at der ikke medtages udvekslinger, der relaterer sig til aktiviteter udenfor systemet, det vil sige fremstilling af råvarer samt elproduktion.

Affald er lige som klima i fokus i de fleste miljøvurderinger, hvor kun strategisk miljøvurdering 2 skiller sig ud. Forskellen på de to strategiske miljøvurderinger skyldes primært, at der er brugt to forskellige metoder. Det drejer sig om metoden til miljøvurdering af lovforslag og til strategisk miljøvurdering af planer og programmer. Da affald ikke er medtaget i den sidstnævnte metode, fremtræder det ikke i strategisk miljøvurdering 2.

I livscyklusvurderingen har de altoverskyggende ændringer i scenarierne gennemgående været indenfor human- og økotoxicitet, hvilket adskiller den fra de øvrige miljøvurderingsmetoder. Dog fremstår toksicitet også som væsentlig i de andre metoder i form af menneskers sundhed og udledninger, men ikke i samme grad som i livscyklusvurderingen. Når der er set bort fra toksiciteterne bliver drivhuseffekt og affald de væsentligste kategorier af miljøpåvirkninger. Dette svarer til det generelle billede i de andre metoder. Human- og økotoxicitet i livscyklusvurderingerne er årsag til 68-100% af de samlede vægtede effektpotentialer. Dette giver ikke udtryk for den normale opfattelse af, hvor meget toksicitet betyder i forbindelse med produkters miljøpåvirkninger. Derfor stilles der spørgsmålstejn ved, om karakteriserings-, normaliserings- og vægtningsfaktorer for toksiciteterne i UMIP-metoden giver udtryk for de konkrete politiske

målsætninger for de forskellige miljøpåvirkningskategorier. Som beskrevet i kapitel 18 er årsagen til, at nogle stoffer slår voldsomt ud, at der i karakteriseringen ganges med en vurderingsfaktor på op til 100.000 alt efter hvor meget eller lidt eksperimentel viden, der haves om stoffernes toksicitet.

Ressourceforholdene har vist sig at være specielle i livscyklusvurderingen, idet det generelt er energiressourcerne, der er de væsentligste, mens det i de andre metoder er de råvarer, der indgår i papir, glas og imprægneret træ, der er de væsentlige. Det skal desuden bemærkes, at ressourcer ikke fremtræder som en væsentlig miljøpåvirkningskategori i Strategisk miljøvurdering 2, hvilket skyldes, at ressourcer ikke er medtaget som en påvirkningskategori i EU's direktiv om strategisk miljøvurdering af planer og programmer.

Det kan konkluderes, at der er forskellige miljøpåvirkninger i fokus i miljøvurderingsmetoderne på trods af, at de alle kommer frem til den samme konklusion om affaldshierarkiet. Den metode, der vælges, har således stor betydning for, hvilke miljøpåvirkningskategorier der identificeres som væsentlige.

19.3 Forskelle i miljøvurderingerne

I dette afsnit beskrives konkrete forskelle på vurderinger i de forskellige miljøvurderingsmetoder. Der er tre påvirkningskategorier, hvor forskellene er specielt markante. Det drejer sig om klima og ressourcer i scenarium 1 for papir samt affald i scenarium 4 for glas. Forskellene ved disse tre miljøpåvirkningskategorier vil i det følgende blive beskrevet nærmere, og på baggrund heraf identificeres styrker og svagheder ved metoderne.

Klima

Ændringer i påvirkning af klima ved scenarium 1 for papir for de forskellige miljøvurderingsmetoder er vist for genindvindingsscenariet for papir i figur 19.b.

Miljøvurderingsmetode	Påvirkning	Beskrivelse af ændring i scenarium 1
Strategisk miljøvurdering 1	Positiv	Der kræves mindre energi til fremstilling af genbrugspapir, og forbruget af fossile brændsler reduceres.
Strategisk miljøvurdering 2	Positiv	Påvirkninger reduceres ved besparelser i papirmasseproduktion.
Input-output	Positiv (dog ikke fremhævet som væsentlig)	Den samlede udledning af drivhusgasser kvantificeres. Dog er drivhusgasser fra ekstern energiforsyning af el og varme ikke medtaget.
Livscyklusvurdering	Negativ	Ændring i klima kvantificeres ved opgørelse i CO ₂ -ækvivalenter for hele systemet.

Figur 19.b Beskrivelse af ændringer i påvirkning af klima i genindvindingsscenariet for papir.

Det fremgår af figur 19.b, at der kan drages vidt forskellige konklusioner i forhold til påvirkning af klima, afhængig af hvilken miljøvurdering der benyttes. I de strategiske miljøvurderinger er forklaringerne overvejende kausale, det vil sige, at som følge af, at der bruges mindre energi, kan det udledes, at påvirkninger af klimaet også reduceres. I input-output vurderingen og livscyklusvurderingen er argumentationen empirisk baseret, idet konklusionerne baseres på totale opgørelser over udledninger af drivhusgasser. Da der for de to sidstnævnte miljøvurderinger er tale om aktuelle udledninger, må disse kunne tillægges større pålidelighed end de strategiske miljøvurderinger. På trods heraf er konklusionerne på input-output vurderingen og livscyklusvurderingen modsatte. Årsagen hertil er, at drivhusgasser som følge af ekstern energiforsyning til produktsystemet ikke er medtaget i input-output vurderingen i modsætning til livscyklusvurderingen. Her er der taget højde for ekstern energiforsyning samt de enkelte landes energisystemers udledning af drivhusgasser, hvilket giver et mere nuanceret billede af miljøpåvirkningerne. På baggrund af manglerne ved input-output vurderingen vurderes livscyklusvurderingen at kunne give det mest reelle billede af påvirkning af klima.

Affald

Af figur 19.c fremgår ændringerne for affald i scenarium 4 for glas, hvor der flyttes affald fra forbrænding til deponering.

Miljøvurderingsmetode	Påvirkning	Beskrivelse af ændring i scenarium 4 for glas
Strategisk miljøvurdering 1	-	Vurderes ikke i denne miljøvurdering.
Strategisk miljøvurdering 2	Uændret	Mængden af affald er uændret uanset om glas sendes gennem et forbrændingsanlæg eller deponeres direkte.
Input-output	Uændret	Den samlede mængde affald er uændret. Den eneste forskel er, at der kommer mindre aske og slagge og mere affald til deponering.
Livscyklusvurdering	Positiv	Da slagge og aske er vægtet ca. fire gange så højt som deponeringsaffald i UMIP-metoden, så er der væsentlige fordele ved at flytte glas fra forbrænding til deponering.

Figur 19.c Beskrivelse af ændringer i påvirkning af affald i deponeringsscenarioet for glas.

Grunden til, at der ikke er beskrevet nogen påvirkninger under Strategisk miljøvurdering 1, er at der i denne miljøvurdering kun er vurderet på øget genanvendelse. Det fremgår af figur 19.c, at konklusionen på livscyklusvurderingen skiller sig ud fra den strategiske miljøvurdering og input-output vurdering. Grunden til, at øget deponering af glas falder væsentlig bedre ud end forbrænding i livscyklusvurderingen, er, som det er beskrevet i figur 19.c, at slagge og aske vægtes fire gange højere end deponeringsaffald i UMIP-metoden. I scenariet er der reelt ikke tale om nogen nævneværdig miljømæssig forskel, idet der blot fjernes glas som er en ikke-giftig del af mængden fra slagge og aske. Dog bør det nævnes, at slagge og aske generelt må opfattes som

mere uønskeligt end ufarligt deponiaffald. Årsagen hertil er, at selvom der kommer en mængde ufarligt glas i slagger og aske fra forbrændingsanlæg, så skal det stadig behandles på samme måde, det vil sige specialdeponi. Samlet vurderes det, at UMIP-metoden ved scenarier, som skal belyse forskelle mellem forbrænding og deponering af inerte materialer, giver et fejlagtigt billede af hvor store miljøbesparelser på affaldsområdet er.

Input-output vurderingen giver modsat den strategiske miljøvurdering et overblik over de samlede mængder affald. Den strategiske miljøvurdering angiver kun retningen af ændringen, ikke de totale mængder.

Ressourcer

Forskellene i vurderinger af ressourceforholdene for scenarium 1 for papir er vist i figur 19.d.

Miljøvurderingsmetode	Påvirkning	Beskrivelse af ændring i scenarium 4 for glas
Strategisk miljøvurdering 1	Positiv	Væsentlige reduktioner i forbrug af træ og fossile brændsler.
Strategisk miljøvurdering 2	-	Ressourcer er ikke medtaget som en miljøpåvirkningskategori. Dog er der i forbindelse med andre kategorier opgjort reduktioner af forbrug af træ, arealforbrug til skov samt fossile brændsler pr. tons papir
Input-output	Positiv	Kvantificering af samlede reduktioner i forbrug af træ.
Livscyklusvurdering	Negativ	Væsentlig på grund af forbrug af olie, naturgas og kul. Årsagen til at ressourceforbruget stiger er at der ikke fortrænges så meget dansk el fra forbrænding som i udgangssituationen.

Figur 19.d Beskrivelse af ændringer i påvirkning af ressourcer i genindvindingsscenariet for papir.

Det fremgår af figur 19.d, at der er markante forskelle på de forskellige miljøvurderingers konklusioner om ressourceforbrug ved øget genindvind af papir. I Strategisk miljøvurdering 2 bemærkes det, at ressourceforbrug ikke er medtaget som en selvstændig miljøpåvirkningskategori, hvilket skyldes at ressourceforhold ikke er medtaget som en miljøpåvirkningskategori i EU-direktivet. Da en af de væsentligste årsager, til at der satses på øget genanvendelse, er de mulige ressourcebesparelser, vurderes det som en væsentlig mangel ved EU-direktivet, at ressourcer ikke er medtaget. Det fremgår desuden, at der i livscyklusvurderingen konkluderes, at der ved øget genanvendelse sker et øget ressourceforbrug. Dette skyldes dels, at der, som beskrevet under *klima* kun opereres med ikke-fornybare ressourcer i UMIP-metoden, og dels at der på grund af forskelle i landenes energisystemer sker en forøgelse i brug af fossile brændsler. Da træ både til fremstilling af papir og imprægneret træ er den råvare, der mængdemæssigt klart bruges mest af, anses det som et problem, at dette ikke er medtaget i livscyklusvurderingen. Dette begrundes med, at der under de øvrige miljøvurderinger er identificeret væsentlige påvirkninger af

biodiversitet, flora og fauna ved påvirkning af skovområder. Af den grund vurderes livscyklusvurderinger foretaget ved UMIP-metoden ikke at give et lige så fyldestgørende billede af ressourceforholdene, som de øvrige miljøvurderingsmetoder, når der er tale om organiske produkter.

Ressourceforholdene er i input-output vurderingen delt ud på hovedkategorierne *råvarer* og *energi*. Energiressourcerne er opgjort i GJ og de øvrige ressourcer i tons. Herved besværliggøres en samlet vurdering af ressourceforholdene i en input-output vurdering. Problemet med de strategiske miljøvurderinger er, at de almindeligvis baseres på et mindre detaljeret grundlag og derfor kun kan pege på retningen af ændringer og ikke give et overblik over de samlede påvirkninger. Derfor vurderes livscyklusvurderingen at være den metode, der giver det bedste billede af forbrug af ikke-fornybare ressourcer, mens de fornybare ressourcer beskrives bedst i input-output vurderingen.

19.4 Opsamling på styrker og svagheder ved metoderne

I de to foregående afsnit om forskellige miljøpåvirkninger i fokus og forskelle på konklusionerne ved de forskellige miljøvurderingsmetoder er der identificeret en række styrker og svagheder. Det samles der op på i dette afsnit. Desuden vurderes perspektiverne ved de forskellige miljøvurderingsmetoder i forhold til, hvor gode de er til, at vurdere et overordnet princip i miljøpolitikken.

Strategisk miljøvurdering

De identificerede miljøpåvirkninger for de to strategiske miljøvurderinger er ikke ens, hvilket primært skyldes anvendelse af forskellige vejledninger til fremgangsmetoder. Det vurderes som en væsentlig mangel i EU's direktiv om strategisk miljøvurdering af planer og programmer, at ressourcer og affaldsmængder ikke er medtaget som miljøpåvirkningskategorier. Både ressourcer og affaldsmængder er i de øvrige miljøvurderinger vurderet til at være væsentlige i forbindelse med miljøvurdering af affaldshierarkiet. Desuden viste det sig, at der ikke var nævneværdig forskel på de to strategiske miljøvurderinger, som skyldes de forskellige datagrundlag der lå bag miljøvurderingerne.

Som metode til miljøvurdering er det en væsentlig styrke, at den strategiske miljøvurdering kan anvendes på et tidligt erfaringsniveau og komme frem til næsten de samme konklusioner som, når der er opnået detaljeret viden om alle miljøforholdene. Det vil sige, at strategisk miljøvurdering er et særdeles stærkt værktøj på et tidligt stadie i udarbejdelsen af planer og programmer. Desuden har metoden den styrke at der kun kræves et minimum af ressourcer og data til udarbejdelse af miljøvurderingen i forhold til øvrige miljøvurderingsmetoder.

Den væsentligste svaghed ved strategisk miljøvurdering er, at det primært er retningen af ændringer, der kan angives, og ikke reduktioner opgjort i absolutte tal. Dette er ligeledes årsagen til, at den strategiske miljøvurdering, der var baseret på de detaljerede opgørelser, ikke kunne bidrage med væsentligt mere nuancerede konklusioner end den første. Problemet er med andre ord, at de mange data, der indsamles, normalt ikke aggregeres i en strategisk miljøvurdering, og den af den grund ikke nødvendigvis bliver markant bedre, fordi man ved en masse mere. Dog kan der laves detaljerede undersøgelser på udvalgte områder. En anden betydelig svaghed ved strategisk miljøvurdering er, at der ikke findes klare væsentlighedskriterier, og at der derfor fokuseres på det mest iøjnefaldende.

Input-output vurdering

Klima bliver i input-output vurderingen modsat de øvrige miljøvurderingsmetoder ikke fremhævet som væsentlig. Årsagen hertil er i høj grad, at der ikke medregnes udledninger af drivhusgasser fra den del af energien, som stammer fra elnettet eller fjernvarmenettet. Når der er tale om udledninger, der relaterer sig til aktiviteter udenfor systemgrænsen, medtages de ikke i en input-output vurdering.

Den væsentligste styrke ved input-output vurderingen er, at den tager højde for en del af den kritik, der kan rettes mod den strategiske miljøvurdering, da der i input-output vurderingen skabes et samlet overblik. Desuden er input-output vurderingen en god metode til at give et nuanceret billede af ændringer i inputs og outputs til og fra produktsystemet.

Svaghederne ved input-output vurderinger er dels, at der ikke medregnes miljøpåvirkninger, der relaterer sig til aktiviteter udenfor systemgrænsen, og dels at der er så mange indikatorer på *virksomhedens miljøpræstation*, at det er svært at afgøre hvilke, der er de væsentligste.

Det første kritikpunkt betyder i princippet, at drivhusgasserne der optræder i en input-output vurdering kan elimineres ved at basere al energiforsyning på ekstern forsyning. Derfor kan en række af de tal, der kommer ud af input-output vurderingen, ikke tillægges stor troværdighed, idet miljøeffekterne kan være *flyttet* uden for systemgrænsen. Betydningen af dette kritikpunkt kommer særligt til udtryk, når scenarium 1 og 2 for glas sammenlignes med livscyklusvurderingen. I scenarium 1 for glas flyttes glas fra genindvinding til genbrug, og i scenarium 2 flyttes glas fra forbrænding til genindvinding. I input-output vurderingen sker de største reduktioner i energiforbruget ved øget genbrug, mens de største reduktioner i livscyklusvurderingen sker ved øget genindvinding. Forskellen skyldes, at der i livscyklusvurderingen tages højde for, at det er meget energikrævende at frembringe soda, som er en råvare, der indgår i glasproduktionen. På den baggrund vurderes det at være en væsentlig mangel ved input-output vurderingen, at udledninger, der er relateret til aktiviteter udenfor systemet, ikke medtages i vurderingen.

Det andet kritikpunkt drejer sig om væsentlighed. Der foreligger ingen kriterier for, hvilke nøgleindikatorer der skal medtages i vurderingen, og det kan være svært at afgøre om de samlede påvirkninger af miljøet går i den rigtige retning, når nogle indikatorer går op, mens andre går ned.

Livscyklusvurdering

De identificerede miljøpåvirkninger i livscyklusvurderingen skiller sig ud fra de øvrige miljøvurderinger idet, at toksicitet viste sig at være det væsentligste. Den store fokusering på toksiciteter stemmer desuden ikke overens med projektgruppens opfattelse af, hvor meget de betyder i forhold til de øvrige miljøpåvirkningskategorier.

En af styrkerne ved livscyklusvurdering er, at den både tager højde for en del af kritikken mod strategisk miljøvurdering og input-output vurdering. Livscyklusvurderingen kan præsentere mange data fra et komplekst system på en enkel og let fortolkbar måde. Der skabes et overblik over den samlede miljøpåvirkning, der relaterer sig til frembringelsen af den funktionelle enhed, og der findes ikke skjulte miljøeffekter udenfor systemgrænsen. En anden væsentlig fordel ved livscyklusvurderingen er, at der kan siges noget om den samlede miljøpåvirknings væsentlighed i forhold til hele samfundets miljøpåvirkning. Med normaliseringen kan der gives en fornemmelse af, hvor stor en del af Danmarks samlede miljøpåvirkninger, der kan tilskrives de aktuelle massestrømme. Med vægtningen kan de samlede reduktioner for hvert scenarium lægges sammen til én miljøscore, og det kan direkte ses, om der fås *mest miljø* ved at satse på øget genbrug af glas frem for genudnyttelse af imprægneret træ. Livscyklusvurderingen har desuden den fordel, at den er stand til at identificere miljøpåvirkninger, som ikke umiddelbart er iøjnefaldende, til gengæld er den mere følsom end de øvrige miljøvurderingsmetoder overfor usikkerhed i data. Dette forstærkes af, at usikkerhederne lægges sammen, når der udregnes én samlet miljøscore ved at stakke de vægtede effektpotentialer.

Svagheder ved livscyklusvurderinger omfatter forhold omkring fornybare ressourcer og affald. Det anses som en væsentlig mangel, at forbruget af træ ikke er medtaget i miljøvurderingen af øget genindvinding af papir. Denne svaghed vil primært få betydning, når der er tale om miljøvurderinger af organiske produkter. Det anses ligeledes for misvisende, når det hævdes, at der kan opnås store miljøbesparelser ved at flytte en mængde glas fra slagge og aske til normalt deponiaffald, idet der ikke opnås nogen reelle væsentlige miljøfordele herved. Denne svaghed har betydning for miljøvurderinger af inerte materialer, som bortskaffes. Et andet væsentligt identificeret problem ved livscyklusvurderinger er, at toksiciteterne generelt slår ud som den altoverskyggende miljøpåvirkningskategori. Dette forskubber billedet af, hvad der normalt opfattes som væsentlige miljøproblemer.

Sammenfatning

Samlet vurderes alle de undersøgte miljøvurderingsmetoder at kunne anvendes til vurdering af overordnede principper i miljøpolitikken. Dog er der identificeret både fordele og ulemper ved alle metoder. Er der kun få ressourcer til rådighed er strategisk miljøvurdering fundet at være et særdeles stærkt værktøj. Denne metode kommer dog til kort, når der ønskes en vurdering af de samlede reduktionsmuligheder ved et princip. Her har koblingen mellem en massestrømsanalyse og enten en input-output vurdering eller en livscyklusvurdering vist sig at være gode metoder. Input-output vurderingen udmærker sig især på ressourceområdet, hvor der skabes et godt overblik. Problemet med denne metode er imidlertid, at miljøpåvirkninger der relaterer sig til aktiviteter udenfor systemet ikke medregnes. Desuden er det svært at afgøre hvilke reduktioner der skal ses som væsentlige. I livscyklusvurderingen tages der højde for begge kritikpunkter mod input-output vurderingen. Desuden muliggør livscyklusvurderingen, at der kan skabes et overblik over massestrømmes andel af Danmarks samlede miljøpåvirkninger. Af den grund vurderes livscyklusvurderingen at være den metode, der giver det mest reelle billede af miljøpåvirkningerne samt det lettest fortolkbare resultat.

20 Renere teknologi

I dette kapitel belyses det hvorvidt renere teknologi bør prioriteres over genanvendelse. I kapitel 11 blev fravalgt, at foretage en miljøvurdering af renere teknologi på lige fod med genanvendelse, forbrænding og deponering i undersøgelsen. Begrundelsen for dette valg var, at der ikke findes nogen konkret strategi for hvad renere teknologi indebærer, hvilket gør, at der kræves et indgående kendskab til produktionsprocesserne for de valgte fraktioner, for kunne komme med et realistisk bud på hvad effekten af forebyggelse er. Der er imidlertid i livscyklusvurderingen blevet identificeret nogle oplagte indsatsområder, som i dette kapitel drages frem som eksempler på, hvor renere teknologi kan implementeres. I kapitel 19 er livscyklusvurderingen vurderet til at være den miljøvurderingsmetode, der har flest fordele, derfor er eksemplerne på renere teknologi gennemregnet som ekstra scenarier i livscyklusvurderingen.

Kapitlet er bygget op efter de tre massestrømme af henholdsvis papir, glas og imprægneret træ. Det beskrives indledningsvist, hvor miljøpåvirkningerne for den pågældende massestrøm stammer fra, og der gives et eksempel på, hvad renere teknologi kan være, og det vurderes, hvilke besparelser dette medfører.

20.1 Renere teknologi for papirproduktion

I massestrømmen af papir er det produktionen af papirmasse og papir, der medfører de største samlede vægtede effektpotentialer. Således stammer 68% af de samlede vægtede effektpotentialer fra papir- og papirmasseproduktion, 34% fra transport samt -2% fra forbrænding af papirafald. Den negative værdi skyldes, at der fortrænges energi. Den væsentligste effektkategori for papir- og papirmasseproduktion er kronisk og akut økotoksicitet til vand, der stammer nogenlunde ligeligt fra udledninger af tungmetaller fra papirmasseproduktionen og fra fremstilling af brændsler til energiforbruget på papirfabrikkerne. Herudover slår humantoksicitet til jord kraftigt ud, hvilket stammer fra produktionen af olie, der bruges som brændsel på papir- og papirmassefabrikkerne. Når der ses bort fra toksiciteterne, er det slagger og aske fra energiproduktionen og drivhuseffekten, der slår mest ud.

Det er valgt at gennemregne et scenarium, hvor det forudsættes at indførelse af renere teknologi medfører, at energiforbruget på papir- og papirmassefabrikkerne reduceres. Ifølge BAT-noterne for papir- og papirmasseproduktion er der store forskelle på energiforbruget fra papirfabrik til papirfabrik, hvilket indikerer, at der er potentialer for energibesparelser. Da papir og papirmasse i denne rapport er regnet som et gennemsnit af en lang række forskellige typer papir og papirmasse, er det er imidlertid svært at vurdere, hvor store variationer der samlet set er gældende. Dog vurderes det ud fra BAT-noterne, at det er realistisk at opnå besparelser i energiforbruget i størrelsesorden 25% både for el og varme. Derfor beregnes reduktioner i de samlede vægtede

effektpotentialer for massestrømmen af papir, når energiforbruget på papir- og papirmassefabrikkerne reduceres med 25%. Resultatet herved er vist i figur 20.a, hvor også reduktionerne for genindvinding, der er opgjort i kapitel 18, fremgår. Reduktionerne er vist både med og uden øko- og humantoksicitet.

	Reduktion ved renere teknologi	Reduktion ved genindvinding
Med toksiciteter	9%	3%
Uden toksiciteter	12%	0,3%

Figur 20.a Reduktion i samlede vægtede effektpotentialer ved renere teknologi i form af energibesparelser på 25% i papir- og papirmasseproduktionen. Til sammenligning er reduktionerne ved genindvinding vist. Reduktioner for genindvinding fremgår af kapitel 18.

Når det ved blot ét eksempel på renere teknologi er muligt at opnå reduktionerne vist i figur 20.a, vurderes der at være væsentlige reduktioner at hente ved at satse på renere teknologi på papir- og papirmassefabrikkerne. Sammenlignes dette med, hvad der kan opnås ved øget genindvinding, fremgår det, at der er potentiale for langt større reduktionsmuligheder ved at rette en indsats mod renere teknologi.

20.2 Renere teknologi for glasproduktion

For massestrømmen af glas er det produktionen af glas, der medfører de største vægtede effektpotentialer. Således stammer 42% af de vægtede effektpotentialer fra glasværkerne, 30% fra transport, 19% fra affaldsforbrænding, 6% fra bryggerier m.m. og 3% fra deponering.

Det, der slår mest ud ved glasproduktionen, er kronisk og akut økotoksicitet til vand, hvilket primært stammer fra den energi, der bruges på glasværkerne og til eksternt fremstilling af soda. For energiproduktionen er det frembringelse af kul, der slår ud. En anden væsentlig effektkategori er humantoksicitet til jord, som stammer fra fremstilling af det olie, der bruges til energiproduktionen. Når der ses bort fra toksiciteterne, er det drivhuseffekten fra den energiintensive glasproduktion, der slår mest ud. Dernæst er det forsurende, hvoraf omkring halvdelen stammer fra afbrænding af olie, og den anden halvdel stammer fra de kemiske processer i smeltebadet af glas.

Da det primært er energiforbruget på glasværkerne, der er årsag til miljøpåvirkninger, er det valgt at gennemregne et scenarium, hvor det forudsættes, at energiforbruget reduceres. Det fremgår af bilag 13b, at der bruges i størrelsesorden dobbelt så meget energi til fremstilling af glas i udlandet sammenlignet med energiforbruget på Holmegaard. Derfor forudsættes det i scenariet, at de udenlandske glasværker ved renere teknologi kan reducere deres energiforbrug, så det svarer til Holmegaards energiforbrug. Resultatet herved er vist i figur 20.b.

	Reduktion ved renere teknologi	Reduktion ved genindvinding
Med toksiciteter	8%	12%
Uden toksiciteter	4%	29%

Figur 20.b Reduktion i samlede vægtede effektpotentialer ved renere teknologi i form af energibesparelser på glasværkerne, hvor al udenlandsk produktion forudsættes at fremstille glas med samme energiforbrug som Holmegaard. Til sammenligning er reduktionerne ved øget genindvindingsscenarioet vist. Reduktioner for genindvinding fremgår af kapitel 18.

Det fremgår af figur 20.b, at der er væsentlige besparelser at hente ved dette eksempel på renere teknologi, men at det med det valgte eksempel dog ikke er i samme størrelsesorden, som de mulige besparelser ved øget genindvinding.

20.3 Renere teknologi for produktion af imprægneret træ

Ved massestrømmen af imprægneret træ er det primært forbrugsfasen, der medfører de store vægtede effektpotentialer, efterfulgt af deponering. Således stammer 80% af de vægtede effektpotentialer fra forbrugsfasen og 19% fra deponering. Produktion af imprægneret træ, transport og affaldsforbrænding udgør tilsammen mindre end 1% af de samlede vægtede effektpotentialer.

Det er humantoksicitet til jord, der er årsag til næsten hele bidraget i forbrugsfasen, hvilket hovedsageligt skyldes emissioner af arsen til jord. I deponeringsfasen er de væsentligste effekt kategorier kronisk og akut økotoksicitet til vand. Disse stammer fra udledninger af kobber, TBTN og TBTO samt arsen til vand efter perkolatrensningen. Da langt størstedelen af de samlede miljøpåvirkninger fra imprægneret træ stammer fra emissioner af aktivstoffer, så vælges det at substituere det mest forurenede aktivstof med et mindre forurenende. Dette gøres konkret ved, at forudsætte at den udenlandske produktion bruger samme imprægneringsmidler som danske virksomheder, som ikke anvender arsen. De danske imprægneringsvirksomheders forbrug af aktivstoffer fremgår af bilag 14a. Resultatet af renere teknologi scenariet for imprægneret træ er vist i figur 20.c.

	Reduktion ved renere teknologi	Reduktion ved genudnyttelse
Med toksiciteter	80%	20%
Uden toksiciteter	-4%	77%

Figur 20.c Reduktion i samlede vægtede effektpotentialer ved renere teknologi, hvor det antages at al produktion af imprægneret træ svarer til dansk produktion. Til sammenligning er reduktionerne ved genudnyttelse vist. Reduktioner for genudnyttelse fremgår af kapitel 18.

Det fremgår af figur 20.c, at der er store potentialer for reduktioner indenfor toksiciteter, mens miljøpåvirkningerne for de øvrige effektkategorier stiger en smule. Dette skyldes, at der bruges en øget mængde kobber, som giver anledning til store mængder minestøv. Da det er toksiciteterne, der har den altoverskyggende betydning for massestrømmen af imprægneret træ, vurderes der at være store besparelser at hente ved det valgte eksempel på renere teknologi.

20.4 Renere teknologi for transport

Transporten i forbindelse med både papir og glas udgør en væsentlig del af de samlede miljøpåvirkninger. Derfor vurderes mulighederne for reduktioner i miljøpåvirkninger ved renere teknologi indenfor transportområdet. Ved transport er den væsentligste effektkategori humantoksicitet til jord. Som tidligere beskrevet stammer dette fra udledning af benzeni forbindelse med raffineringprocessen af olie. Ses der bort fra toksiciteterne er det drivhuseffekt, der er væsentligst. Det er valgt at belyse renere teknologi indenfor transport ved at forudsætte, at der kan køres dobbelt så langt pr. liter brændstof, som det er tilfældet i dag. Resultatet af scenariet er vist i figur 20.d.

	Papir	Glas	Imprægneret træ
Med toksiciteter	17%	15%	1%
Uden toksiciteter	6%	5%	6%

Figur 20.d Reduktion i samlede vægtede effektpotentialer ved renere teknologi for transport, hvor det forudsættes at forbruget af brændstof kan halveres.

Det fremgår af figur 20.d, at der er væsentlige besparelser ved renere teknologi indenfor transport. Dog er det begrænset, hvad der er at hente med hensyn til toksiciteterne for imprægneret træ. Dette skyldes, at arsen er årsag til langt størstedelen af toksiciteterne, og at transport derfor kun udgør en uvæsentlig del af det samlede bidrag til toksiciteterne.

20.5 Renere teknologi for energiproduktion

For massestrømmene af både papir og glas er udledninger som følge af energiforbruget udpeget til at være årsag til det væsentligste bidrag til de samlede miljøpåvirkninger. Derfor er det, udover potentialerne for energibesparelser i papir- og glasproduktionen, relevant at vurdere mulighederne for renere teknologi i energiproduktionen. De væsentligste miljøpåvirkninger som følge af energiforbruget er bidrag til human- og økotoksicitet fra fremstillingen af det kul, der bruges som brændsel. Ses der bort fra toksiciteterne er den væsentligste miljøpåvirkning fra energiforbruget drivhuseffekt. Dette skyldes som det fremgår af livscyklusvurderingen af papir, at det danske energisystem er CO₂-tungt.

Det er valgt at belyse effekten af at satse på renere teknologi i den danske elproduktion. Dette gøres ved gennemregning af et scenarium, hvor dansk el forudsættes at være baseret på 80%

naturgasfyrede kraftvarmeværker og 20% vedvarende energi i form af vindkraft. Varmeproduktionen, som på nuværende tidspunkt udelukkende regnes som baseret på naturgas, forudsættes uændret. Desuden medtages der IKKE miljøeffekterne fra den energi, der fortrænges ved affaldsforbrænding. Dette begrundes med, at der for papir fortrænges mere energi ved affaldsforbrænding, end der bruges på de danske papirfabrikker. Herved vil renere teknologi i det danske energisystem medføre en forøgelse i miljøpåvirkninger, idet der fortrænges en mindre mængde forurenende el. Ligeledes vil den fortrængte el fra afbrænding af træaffald også sløre miljøbesparelserne for massestrømmen af imprægneret træ ved renere energi. Derfor vil det ikke være reelt at medregne fortrængning af el i dette scenarium. Resultatet af scenariet er vist i figur 20.e.

	Papir	Glas	Imprægneret træ
Med toksiciteter	8%	4%	0%
Uden toksiciteter	4%	2%	1%

Figur 20.e Reduktion i samlede vægtede effektpotentialer ved renere teknologi for dansk energi, når fortrængt energi fra affaldsforbrænding ikke medregnes. Det forudsættes, at 80% af elproduktionen baseres på naturgas og 20% på vindkraft.

Det fremgår af figur 20.e, at der for papir opnås væsentlige besparelser ved dette eksempel på renere energi, og det er til trods for, at kun en mindre del af den samlede papirproduktion sker i Danmark og dermed bruger dansk el. Den mindre reduktion i de samlede vægtede effektpotentialer for glas skyldes, at langt størstedelen af det el, der bruges, er på de udenlandske glasværker. Da Imprægneret træ ikke er en energiintensiv produktion, så opnås der ikke ved denne massestrøm væsentlige besparelser ved indførelse renere energi. Samlet vurderes det, at der kan opnås væsentlige besparelser ved, at der i det danske energisystem bliver satset på renere energi.

20.6 Samlet vurdering af renere teknologi

I dette kapitel er der givet enkelte eksempler på, hvad renere teknologi kan være. Der findes dog mange andre muligheder. eksempelvis sættes der i Affald 21 fokus på miljørigtige produkter, således at der blandt andet allerede i designfasen tages højde for, at produkterne kan genanvendes mest muligt og en længere levetid. [Miljø- og Energiministeriet, 1999a, s. 13]

Samlet er der store reduktionsmuligheder ved de eksempler der er givet på renere teknologi. Derfor vurderes det, at der generelt er store potentialer for miljøbesparelser ved at satse på renere teknologi. Det vurderes desuden, at der kan opnås væsentlig større besparelser ved at satse på renere teknologi, end øget genanvendelse. Derfor vurderes placeringen af renere teknologi øverst i affaldshierarkiet at være miljømæssig hensigtsmæssig.

21 Affaldshierarkiet

I dette kapitel sammenfattes konklusionerne om affaldshierarkiet fra de forskellige miljøvurderinger af fraktionerne papir, glas og imprægneret træ. Det vil sige, det vurderes, hvorvidt affaldshierarkiet er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip. Desuden beskrives særlige og interessante forhold, der er identificeret i miljøvurderingerne.

21.1 Er affaldshierarkiet hensigtsmæssigt?

På baggrund af miljøvurderingerne i kapitel 15-18, vurderes prioriteringen mellem de tre nederste trin i affaldshierarkiet generelt at være miljømæssig hensigtsmæssig for fraktionerne papir, glas og imprægneret træ. Dette gælder når genanvendelse, forbrænding og deponering sammenlignes. Konklusionerne bygger både på en strategisk miljøvurdering af målsætninger i *Affald 21*, og en vurdering af affaldshierarkiet ved en strategisk miljøvurdering, en input-output analyse, og ved en livscyklusvurdering.

Som det fremgår af kapitel 20, hvor nogle udvalgte eksempler på renere teknologi er belyst ved livscyklusvurdering, bør renere teknologi prioriteres over genanvendelse. Hermed er konklusionen, at alle trin i affaldshierarkiet generelt er placeret korrekt. Således vurderes det at hele affaldshierarkiet generelt er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip for fraktionerne papir, glas og imprægneret træ.

I det følgende er det uddybet, hvad de enkelte miljøvurderinger konkluderer om fraktionerne papir, glas og imprægneret træ. Denne beskrivelse deles op imellem hvorfor genanvendelse bør prioriteres over forbrænding, og hvorfor forbrænding bør prioriteres over deponering. Renere teknologi kommenteres ikke yderligere, idet dette ikke er medtaget i de fire miljøvurderinger.

Da den første strategiske miljøvurdering kun omhandler genanvendelse i forhold til udgangssituationen for fraktionerne, beskrives resultaterne fra denne kun i forbindelse med om øget genanvendelse kan betale sig. I figur 21.a er miljøvurderingernes konklusioner om genanvendelse i forhold til forbrænding opsummeret.

Miljøvurdering	Er genanvendelse bedre end forbrænding og deponering		
	Papir	Glas	Imprægneret træ
Strategisk miljøvurdering 1	Ja	Ja	Ja
Strategisk miljøvurdering 2	Ja	Ja	Ja
Input-output vurdering	Ja	Ja	Ja
Livscyklusvurdering	Ja, dog ikke drivhuseffekt	Ja	Ja

Figur 21.a Oversigt over miljøvurderingernes konklusioner om øget genanvendelse i forhold til forbrænding og deponering.

Det fremgår af figur 21.a, at genanvendelse generelt kan betale sig for alle tre fraktioner i alle fire miljøvurderinger. Det eneste sted, hvor der stilles spørgsmålstegn ved hensigtsmæssigheden er i livscyklusvurderingen, hvor øget genanvendelse trods et reduceret energiforbrug bidrager mere til drivhuseffekt. Dette forhold er nærmere beskrevet i afsnit 21.3.

I figur 21.b er miljøvurderingernes konklusioner om forbrænding i forhold til deponering opsummeret.

Miljøvurdering	Er forbrænding bedre end deponering		
	Papir	Glas	Imprægneret træ
Strategisk miljøvurdering 1	-	-	-
Strategisk miljøvurdering 2	Ja	Nej	Nej
Input-output vurdering	Ja	Lille nej	?
Livscyklusvurdering	Ja	Nej	Ja

Figur 21.b Oversigt over miljøvurderingernes konklusioner om øget forbrænding i forhold til deponering.

Som det fremgår af figur 21.b er billedet, når forbrænding sammenlignes med deponering, ikke lige så entydigt, som når der ses på øget genanvendelse. Ingen af miljøvurderingerne kommer med den samme konklusion om alle tre fraktioner. Derimod tegner der sig et billede hvis man ser på papir, glas og imprægneret træ separat. Alle miljøvurderinger viser at forbrænding af papir bedre kan betale sig end deponering, ligesom de viser, at deponering er bedst for glas. Dog er konklusionen i input-output vurderingen draget på baggrund af nogle relativt små forskelle. For imprægneret træ er det svært at komme med et entydigt svar. Livscyklusvurderingen er imidlertid, som beskrevet i kapitel 19, vurderet til at være den miljøvurderingsmetode, der giver det mest reelle billede af miljøpåvirkningerne. Derfor vurderes det at være bedre at forbrænde end at deponere imprægneret træ.

På baggrund af figur 21.b og diskussionen ovenfor kan det konkluderes, at prioriteringen mellem de to nederste trin i affaldshierarkiet ikke gælder for glas. Dermed er der identificeret en undtagelse fra den generelle konklusion om affaldshierarkiets miljømæssige hensigtsmæssig-

hed. Denne afvigelse kommer dog heller ikke som nogen stor overraskelse, idet der ikke umiddelbart er nogle fordele i, at sende noget, der ikke kan brænde, til forbrænding. Konklusionen betyder, at det kan betale sig at indføre en udsortering af glas fra fraktionen diverse blandet brændbart.

21.2 Hvordan påvirker transportafstande konklusionerne om affaldshierarkiet?

Det er kapitel 20 vist, at transport udgør en væsentlig del af de samlede miljøpåvirkninger. Derfor kan lokaliseringen af de steder, hvor affald genanvendes betydning for, om affaldshierarkiet er gældende. I dette afsnit er det undersøgt, hvor meget transporten kan øges, før det vælter konklusionerne, om at genanvendelse er bedst.

Da livscyklusvurderingen, som nævnt er vurderet til at være den miljøvurderingsmetode, der har flest fordele, anvendes denne til i det følgende at afgøre hvor langt, der kan køres med affaldet før at genanvendelse ikke kan betale sig mere.

Undersøgelsen er foretaget ved, at omfanget af transport målt i tkm øges indtil de samlede vægtede effektpotentialer for genanvendelsesscenariet, er blevet lige så store som i udgangssituationen. Transporten opgjort i tkm divideres herpå med den mængde affald, der sendes til genanvendelse i scenariet. Herved fås den afstand, som transport fra indsamling til genanvendelsesproces kan øges med, før det vælter den samlede konklusion om, at genanvendelse er bedst. Resultatet af undersøgelsen er vist i figur 21.c

Affaldsfraktion	Transportforøgelse
Papir	120 km
Glas	1.600 km
Imprægneret træ	34.000 km

Figur 21.c Transportafstande som fraktionerne skal tilbagelægge ekstra til genanvendelse, før genanvendelse ikke kan betale sig.

Som det fremgår af figuren, skal glas og imprægneret træ transporteres væsentligt længere til genanvendelse, før det ikke længere kan betale sig at genanvende dem. Derfor vurderes store ekstra transportafstande for disse fraktioner ikke at kunne vælte konklusionen om, at genanvendelse er bedst. Derimod er det en relativ lille ekstra afstand papir kan transporteres, før det ikke kan betale sig at genanvende mere. Det skal imidlertid bemærkes, at der i scenariet med øget genanvendelse allerede regnes med, at alt ekstra indsamlet papir genanvendes i udlandet, og i den forbindelse transporteres 600 km. Derfor vurderes det ikke, at papir vil blive transporteret længere end i scenariet, og dermed holder konklusionen om, at genanvendelse er bedst. Dog er

transport en parameter der bør holdes øje med, da grænsen for transport af returpapir er ved at være nået.

Det fremgår desuden af figur 21.c, at øget transport i forbindelse med renholdningsfasen næppe vil kunne have indflydelse på, om genanvendelse kan betale sig. Indsamling af affald til genanvendelse af papir og glas er ifølge bilag 12b, 13b og 14b i størrelsesorden 30-50 km, mens det for imprægneret træ er 120 km.

21.3 Hvordan påvirker energisystemet konklusionerne om affaldshierarkiet for papir?

I livscyklusvurderingen af papir har det vist sig, at bidraget til drivhuseffekt øges, når der satses på øget genindvinding, på trods af, at der spares en væsentlig mængde energi. Når genindvinding øges er der to forhold, der trækker i hver sin retning. For det første spares der energi på papirfabrikkerne. For det andet fortrænger forbrænding af papiraffald en mængde energi, der ellers skulle være produceret på et dansk elværk. Årsagen til at bidraget til drivhuseffekt øges er, at den sparede energi på de udenlandske papirfabrikker er relativt ren energi baseret på bio-brændsel, naturgas og vandkraft, mens den fortrængte energi i Danmark i høj grad er CO₂-tung dansk kulbaseret el. Konklusionen er med andre ord afhængig af det danske energisystem.

I figur 21.d og 21.e er betydningen af det danske energisystem illustreret. I figur 21.d er bidraget til drivhuseffekt fra forbrændingsanlæggene og papirmassefabrikkerne vist for udgangssituationen og genindvindingsscenarioet med det nuværende energisystem. Her fremgår det at det totale bidrag til drivhuseffekt stiger selvom der spares udledninger i papirmasseproduktionen. Dette skyldes, at der fortrænges mindre dansk el ved forbrænding af papir, hvorved der opnås mindre besparelser end tidligere.

Nuværende energisystem	Drivhuseffekt i udgangssituation	Drivhuseffekt i genindvindingsscenarioet	Ændring
Forbrænding	-556	-321	+235
Papirmasseproduktion	620	520	-100
Total			+135

Figur 21.d Oversigt over ændringer i drivhuseffekt i genindvindingsscenarioet i forhold til udgangssituationen med det nuværende energisystem. Tallene er i 1.000 tons CO₂-ækvivalenter. Besparelser er markeret med minus.

I figur 21.e er den samme situation vist, hvor papirmassefabrikkernes energiforsyning er udskiftet med varme og el tilsvarende det danske energisystem. Her fremgår det, at billedet ændres i forhold til figur 21.d, idet besparelsen på papirmassefabrikkerne nu overstiger forøgelsen på affaldsforbrændingsanlæggene.

Dansk energi	Drivhuseffekt i udgangssituation	Drivhuseffekt i genindvindingsscenariet	Ændring
Forbrænding	-556	-321	+235
Papirmasseproduktion	1.430	1.130	-300
Total			-65

Figur 21.e Oversigt over ændringer i drivhuseffekt i genindvindingsscenariet i forhold til udgangssituationen med dansk el og varme på de udenlandske papirfabrikker. Tallene er i 1.000 tons CO₂-ækvivalenter.

Det kan således konkluderes, at så længe det danske energisystem er baseret på CO₂-tungt kul, så kan det bedre betale sig med hensyn til drivhuseffekt at forbrænde papir end at sende det til genindvinding. Hvis der derimod, som vist i figur 21.e, er de samme energisystemer på papirfabrikkerne som det danske energisystem, så er genanvendelse bedst.

21.4 Hvornår er affaldshierarkiet miljømæssigt hensigtsmæssigt?

Alle miljøvurderinger i denne rapport viser, at genanvendelse er bedst, og at forbrænding er bedre end deponering for papir og imprægneret træ. Det er endvidere vist, at genbrug er bedre end genindvinding for glas. Det er hermed vist, at genanvendelse er bedre end forbrænding under den forudsætning at transport- eller energiforhold ikke får prioriteringen til at ændre sig.

Undersøgelserne i denne rapport har været koncentreret om fraktionerne papir, glas og imprægneret træ. Disse fraktioner er i kapitel 9 udvalgt som repræsentative fraktioner indenfor tre overordnede grupper af affald: Organisk affald, inert affald og farligt affald. Miljøvurderingerne af affaldshierarkiet i forhold til de tre valgte fraktioner vurderes derfor give et godt billede af affaldshierarkiets hensigtsmæssighed generelt for de samlede affaldsmængder. Det vurderes derfor, at konklusionen om hensigtsmæssigheden af prioriteringen mellem affaldshierarkiets nederste tre trin ikke kun gælder for de undersøgte fraktioner, men for størstedelen af Danmarks affald. Desuden er det i forrige kapitel redegjort for, at der med renere teknologi er potentiale for større reduktioner i miljøpåvirkninger end ved genanvendelse, hvorfor det ikke kun er de nederste tre trin, men hele affaldshierarkiet, der vurderes at være miljømæssigt hensigtsmæssigt.

På den baggrund kan rapportens konklusioner om affaldshierarkiet generaliseres til, at genanvendelse er bedst for alle fraktioner, forbrænding er bedre end deponering for organiske fraktioner, mens det for inerte fraktioner er bedre at satse på deponering. For farlige fraktioner er konklusionen ikke entydig, hvorfor det forventes, at det kan afhænge fra fraktion til fraktion om forbrænding er bedre end deponering.

22 Perspektiver ved de mulige miljøbesparelser

I dette kapitel perspektiveres størrelserne og væsentligheden af de mulige samlede miljøbesparelser ved planlægning efter affaldshierarkiet. En af de væsentligste styrker ved livscyklusvurderinger, som de anvendes i denne rapport, er, at der kan gives et bud på de samlede reduktionspotentialer ved scenarierne, ligesom det er muligt at vurdere massestrømmenes væsentlighed i forhold til Danmarks samlede miljøpåvirkninger. I dette kapitel beskrives først de samlede reduktionsmuligheder generelt, derefter vurderes væsentligheden af de enkelte massestrømme i forhold til Danmarks samlede miljøregnskab. Kapitlet afsluttes med en diskussion af, hvordan rapportens konklusioner kan bruges til en vurdering af, hvordan der opnås mest miljø for pengene.

22.1 Samlede reduktionsmuligheder

I dette afsnit præsenteres de samlede reduktionsmuligheder for hver massestrøm. I kapitel 19 er der stillet spørgsmålstegn ved, hvorvidt det giver et reelt billede at sammenligne toksiciteterne direkte med de øvrige miljøeffekter. Derfor vises i det følgende både reduktioner med og uden toksiciteter.

Ændringerne af de samlede miljøeffekter i scenarierne samt miljøeffekter ved implementering af eksemplerne på renere teknologi er vist i figur 22.a.

Samlede vægtede effektpotentialer med toksiciteter			
	Papir	Glas	Imprægneret træ
Udgangssituationerne			
Udgangssituationernes samlede vægtede effektpotentialer	3.154.110	899.485	20.934.491
Ændringer i forhold til udgangssituationerne			
Genbrug	-	-20.110	-
Genindvinding	-83.550	-110.690	-
Genudnyttelse	-	-	-4.101.421
Forbrænding	+335.450	+273.700	-1.045.459
Deponering	+1.157.460	-107.820	-
Ændringer i forhold til udgangssituationerne			
Rene teknologi i produktionen	-294.310	-74.300	-16.841.203

Figur 22.a Oversigt over ændringer som følge af de forskellige scenarier og indførelse af eksempler på renere teknologi, som er beskrevet i kapitel 20. Tallene i figuren er i samlede vægtede personækvivalenter for miljøeffekter. Negative værdier betyder reduktioner og positive værdier betyder forøgelse i miljøpåvirkninger.

De største reduktionspotentialer ved affaldsbehandling, det vil sige optimering af de tre nederste trin i affaldshierarkiet, opstår som følge af genudnyttelse af imprægneret træ. Genanvendelse af imprægneret træ medfører miljøbesparelser, der er i størrelsesordenen 40 gange større end genindvinding af glas og papir, som er de bedste enkeltstående scenarier for henholdsvis glas og papir. Det skal dog bemærkes, at reduktionen af miljøpåvirkninger for glas kan nedsættes med mere end de 110.690 vægtede personækvivalenter, der opnås ved øget genindvinding, idet genindvindingsscenarioet i nogen grad kan kombineres med øget genbrug og øget deponering. En optimering ved hjælp af flere forskellige tiltag på affaldsbehandlingsområdet kan imidlertid ikke øge reduktionerne af miljøpåvirkninger for papir og imprægneret træ, idet øget genindvinding er det eneste scenarium for papir, der giver reduktioner, og genanvendelse af imprægneret træ udelukker forbrænding.

Indførelse af eksemplerne på renere teknologi medfører, som det ses i figur 22.a, meget væsentlige miljøbesparelser. Især bliver miljøbesparelserne ved imprægneret træ meget store. Således fremgår det, at der kan opnås de største reduktioner i de samlede miljøpåvirkninger ved at indføre renere teknologi ved produktionen af imprægneret træ. Ses der kun på mulighederne inden for affaldsbehandling, er det genudnyttelse af imprægneret træ, der bør sættes på. Det skal i den forbindelse bemærkes, at de store reduktioner ved imprægneret træ næsten udelukkende skyldes reduktioner i toksicitet.

Samlede vægtede effektpotentialer uden toksiciteter			
	Papir	Glas	Imprægneret træ
Udgangssituationerne			
Udgangssituationernes samlede vægtede effektpotentialer	909.810	286.485	58.131
Ændringer i forhold til udgangssituationerne			
Genbrug	-	-4.710	-
Genindvinding	-2.530	-81.690	-
Genudnyttelse	-	-	-44.511
Forbrænding	48.930	207.000	-54.229
Deponering	25.650	-96.320	-
Ændringer i forhold til udgangssituationerne			
Rene teknologi i produktionen	-104.770	-10.300	2.107

Figur 22.b Oversigt over ændringer ved de forskellige scenarier og indførelse af eksempler på renere teknologi. Tallene i figuren er i samlede vægtede personækvivalenter for miljøeffekter uden toksiciteter. Negative værdier betyder reduktioner og positive værdier betyder forøgelse i miljøpåvirkninger.

Det fremgår af figur 22.b, at de største reduktionspotentialer ved affaldsbehandling opstår som følge af, at mest muligt glas bliver flyttet fra den blandede affaldsfraktion, der forbrændes til deponering. Som beskrevet i kapitel 19 skyldes dette resultat primært, at aske og slagter er

vægtet fire gange så højt som andet affald. Da der kan stilles spørgsmålstejn ved denne vægtning, når det gælder aske og slagge fra glas, vurderes det, at det er mere reelt at udpege genindvinding af glas, som er det scenarium, hvor der er størst reduktionspotentialer.

Indføres eksemplerne på renere teknologi fra kapitel 20, kan der opnås væsentlige miljøbesparelser for papir og mindre besparelser for glas. Da eksemplet på renere teknologi for imprægneret træ udelukkende resulterer i reduktioner af toksiciteterne, så giver de viste ændringer i miljøeffekter uden toksicitet ikke mening i forhold til renere teknologi.

Det fremgår, at når der ses bort fra toksiciteterne, opnås den største reduktion af de samlede miljøpåvirkninger ved at indføre renere teknologi ved produktionen af papir. Ses der kun på mulighederne inden for affaldsbehandling, er det genindvinding af glas, der bør sættes på.

22.2 Væsentligheden af massestrømmene og reduktionsmulighederne

Væsentligheden af de præsenterede reduktioner afhænger af, hvor stor en del af Danmarks samlede miljøpåvirkninger, fraktionerne står for. For at give et indtryk af dette, vises de normaliserede effektpotentialer for nogle udvalgte effektkategorier. De normaliserede effektpotentialer angiver, hvor mange personækvivalenter, der bidrages til ved de forskellige effektkategorier i forhold til samfundets samlede påvirkninger. Eksempelvis betyder en reduktion på 530.000 personækvivalenter for næringssaltbelastning, at det udgør 10% af Danmarks samlede bidrag til næringssaltbelastning, idet der i Danmark er omkring 5,3 mio. indbyggere. Det gøres imidlertid opmærksom på, at drivhuseffekt normaliseres i forhold til en gennemsnitlig verdensborger, mens de øvrige effektkategorier normaliseres efter en gennemsnitlig dansk borger. Det vælges at vise de normaliserede effektpotentialer for drivhuseffekt, slagge og aske, fast affald, humantoksicitet til jord samt kronisk økotoksicitet til vand. Valget af disse effektkategorier begrundes med, at de i kapitel 18 gennemgående er blevet udpeget til at være de væsentligste kategorier.

Det fremgår af figur 22.c, at de normaliserede effektpotentialer for toksicitet er urealistisk store. Det drejer sig specielt om humantoksicitet for imprægneret træ, der er på 6,7 mio. personækvivalenter, hvilket svarer til 125% af Danmarks bidrag til denne kategori. Af den grund vurderes de normaliserede effektpotentialer for toksiciteterne ikke at give et reelt billede af massestrømmes bidrag til Danmarks miljøpåvirkninger, og derfor kommenteres disse ikke i det følgende.

Normaliserede effektpotentialer ved udgangssituationen	Drivhuseffekt	Slagger og aske	Fast affald	Humantoksicitet til jord	Kronisk økotoksicitet til vand
Papir	114.000	408.000	51.300	510.000	151.000
Glas	34.200	149.000	23.300	120.000	51.400
Imprægneret træ	3.450	224	30.500	6.700.000	856.000

Figur 22.c Oversigt over de normaliserede effektpotentialer målt i personækvivalenter for de væsentligste effektkategorier for udgangssituationen for de tre fraktioner. Der gøres opmærksom på, at drivhuseffekt er normaliseret efter en gennemsnitlig verdensborger, mens de øvrige effektkategorier er normaliseret efter danske forhold.

Det fremgår af figur 22.c, at massestrømmen af papir bidrager i størrelsesordenen 1-8% til Danmarks samlede bidrag til drivhuseffekt, slagger og aske samt fast affald. Massestrømmen af glas bidrager i størrelsesordenen 0,5-3% til Danmarks samlede bidrag, og massestrømmen af imprægneret træ bidrager med op til 0,6%. Dog vurderes det, at imprægneret træ reelt bidrager med mere end 0,6%, da det ikke giver et realistisk billede at se fuldstændig bort fra toksiciteter ved imprægneret træ.

Det fremgår, at papir gennemgående er den af de tre massestrømme, der bidrager mest til Danmarks samlede miljøpåvirkninger, når der ses bort fra toksiciteterne. Det er derfor overraskende, at der ved øget genindvinding af glas kan opnås en væsentlig større reduktion i de samlede miljøpåvirkninger, hvilket fremgår af figur 22.b. På baggrund af massestrømmens væsentlighed og de mulige reduktioner i vægtede personækvivalenter, udpeges følgende tiltag at give meget væsentlige miljøbesparelser:

- Renere teknologi for alle tre massestrømme
- Øget genindvinding af glas
- Genudnyttelse af imprægneret træ.

22.3 Mest miljø for pengene

Implementeringen af de udpegede tiltag er forbundet med forskellige økonomiske omkostninger. Derfor kan det være relevant at udpege de tiltag, hvor der opnås *mest miljø for pengene*. Dette kan gøres ved at udregne, hvad det vil koste at iværksætte tiltagene og sammenstille det med de potentielle reduktionsmuligheder målt i samlede vægtede personækvivalenter. Herved kan det direkte ses, hvor man får *flest vægtede personækvivalenter for pengene*.

Når tiltagene sammenlignes på denne måde, er det muligt at prioritere mellem indsatsområder. Således kan det vurderes, om der bør sættes på reduktion af miljøpåvirkninger ved renere tek-

nologi, eller om det primært er indenfor affaldssektoren, det kan betale sig at implementere nye tiltag.

Når der skal prioriteres imellem tiltag indenfor affaldssektoren, eksempelvis mellem genindvinding af glas og genudnyttelse af imprægneret træ, som blev identificeret som de områder, hvor der var størst reduktionspotentialer, kan der således tages udgangspunkt i, hvad det vil koste at lave informationskampagner og øge indsamlingen af glas i forhold til, hvad det vil koste at opføre pyrolyse- og separationsanlæg. Disse udgifter kan sammenholdes med de mulige miljøbesparelser, og det kan identificeres, hvor store reduktioner der opnås pr. krone, der investeres.

23 Konklusion

I dette kapitel sammenfattes rapportens konklusioner. Gennem de sidste fire kapitler er der samlet op på de forskellige forhold, det er valgt at belyse i denne rapport. I det følgende samles der op på konklusionerne i forhold til problemformuleringen præsenteret i kapitel 10. Først gives et kort tilbageblik på rapportens indledende undersøgelser, og det belyses, hvordan det på baggrund heraf er valgt at strukturere rapportens undersøgelser. Herefter samles der op på konklusionerne omkring de anvendte miljøvurderingsmetoder, idet det beskrives hvilke styrker og svagheder der er identificeret ved de forskellige metoder. Desuden vurderes det om valget af miljøvurderingsmetode har betydning for resultatet af vurderingen af affaldshierarkiet. Endelig konkluderes der på affaldshierarkiets miljømæssige hensigtsmæssighed, hvor det beskrives hvilke forhold, der spiller ind i forhold til affaldshierarkiet, samt hvornår og hvordan det er hensigtsmæssigt.

23.1 Rapportens indledende undersøgelser

Udgangspunktet for denne rapport er et ønske om at belyse affaldshierarkiets miljømæssige hensigtsmæssighed. Affaldshierarkiet er det princip, der udgør grundlaget for affaldsplanlægning i Danmark. Det er et alment accepteret princip både i affaldsforvaltningen og i befolkningen, idet det afspejler opfattelsen af, hvad der er miljømæssigt forsvarligt. Affaldshierarkiet er opstået og gradvist udviklet i takt med tendenserne i samfundet. Først kognitivt i befolkningen, derefter sideløbende normativt i forbindelse med udviklingen af en økologisk samvittighed i samfundet, og også regulativt i forbindelse med oversættelsen i miljøpolitikken, hvor det gradvist er blevet inkorporeret i handlingsplaner og lovgivningen. Dette har medført, at der kun sjældent er stillet spørgsmålstejn ved princippet, og der findes kun få undersøgelser af affaldshierarkiet. På den baggrund er rapportens initierende problem valgt som: *Er affaldshierarkiet et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip, og hvordan vurderes dette?*

Der findes mange forskellige måder, hvorpå miljømæssige forhold kan vurderes, eksempelvis har Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut udgivet en cost-benefit analyse af affaldshierarkiet, hvor det konkluderes at affaldshierarkiet ikke samlet set er den mest optimale løsning. Der findes dog også andre metoder, der kan anvendes til at vurdere affaldshierarkiet. Derfor vælges det, at benytte tre miljøvurderingsmetoder til de videre undersøgelser. Det er valgt at benytte flere metoder for at belyse om, der er forskel på resultatet alt efter hvilken miljøvurderingsmetode, der anvendes. Desuden ønskes det, at vurdere perspektiver samt styrker og svagheder ved anvendelse af forskellige miljøvurderingsmetoder. Det vælges at foretage vurderingen af affaldshierarkiet ved metoderne: Strategisk miljøvurdering, input-output vurdering og livscyklusvurdering. For at kunne sige noget konsistent om de forskellige miljøvurderingsmetoder vælges det at udarbejde dem på et fælles datagrundlag. Dog foretages der en ekstra strategisk

miljøvurdering før udarbejdelsen af grundlaget for at belyse betydningen af datagrundlagets detaljeringsniveau. Dette grundlag udgøres af massestrømsanalyser af tre affaldsfraktioner, der beskriver hovedkategorierne: Organisk affald, inert affald og farligt affald. Herved vurderes rapportens konklusioner om affaldshierarkiet med større berettigelse at kunne generaliseres til de samlede affaldsmængder. De valgte fraktioner er: Papir, glas og imprægneret træ. Massestrømsanalyserne suppleres med en kortlægning af forhold der påvirker miljøet. Således uddybes den initierende problemstilling til at omfatte spørgsmålene: *Er det hensigtsmæssigt at behandle glas, papir og imprægneret træ jævnt for affaldshierarkiet? Hvilke fordele og ulemper er der forbundet med de fire miljøvurderinger og har valget af miljøvurderingsmetode betydning for resultatet af vurderingen af affaldshierarkiet?*

Undersøgelsen af affaldshierarkiet opstilles som en sammenligning af genanvendelse, forbrænding og deponering. Grunden til at det øverste trin i affaldshierarkiet i første omgang undlades fra undersøgelsen er, at det vurderes at være svært at komme med realistiske bud på forebyggelse og renere teknologi uden et detaljeret kendskab til de produktionsprocesser, der indgår i et produkts livscyklus. Undersøgelsen tager udgangspunkt i, at forskellige scenarier for hver fraktion sammenlignes med udgangssituationen. Scenarierne belyser konsekvenserne ved en øget indsats for henholdsvis genanvendelse, forbrænding og deponering. Da der i forbindelse med undersøgelsen er identificeret nogle oplagte eksempler på renere teknologi for de undersøgte fraktioner, er det valgt at belyse betydningen heraf.

23.2 Miljøvurderingsmetoder

En af hovedproblemstillingerne i denne rapport er, at besvare hvilke fordele og ulemper der er forbundet med de tre miljøvurderingsmetoder, samt hvilken betydning valget af miljøvurderingsmetode har for resultatet af vurderingen af affaldshierarkiet.

Den generelle konklusion om affaldshierarkiet er den samme i alle miljøvurderinger. Men på trods heraf er det forskellige miljøpåvirkninger, der slår ud som de væsentligste i de forskellige metoder. Det vil sige, at valget af miljøvurderingsmetode *har* betydning for undersøgelsen.

Der er udarbejdet to strategiske miljøvurderinger. Den ene er udarbejdet på et tidligt stadie i projektforsløbet, mens den anden er udarbejdet på det samme detaljerede datagrundlag som input-output vurderingen og livscyklusvurderingen. Dette er gjort for at belyse betydningen af, at have et væsentligt mere detaljeret datagrundlag end der almindeligvis er til rådighed ved udarbejdelse af strategiske miljøvurderinger. Der er overraskende lille forskel på, hvad det bedre datagrundlag betyder for den detaljerede strategiske miljøvurdering. Dette hænger sammen med, at metoden er meget kvalitativ og ikke er møntet på at skulle aggregere en stor datamængde til få let fortolkbare indikatorer på miljøpåvirkningerne. Der er imidlertid forskel på hvilke mil-

jøpåvirkninger, der har været i fokus i de to strategiske miljøvurderinger, hvilket primært skyldes, at der er anvendt to forskellige vejledninger.

De væsentligste styrker ved strategisk miljøvurdering er, at der på baggrund af relativ få data og ressourcer kan opnås brugbare resultater. Således er strategisk miljøvurdering et stærkt værktøj til at give et billede af miljøforholdene på et tidligt stadie i udarbejdelse af planer og programmer. Svaghederne ved strategisk miljøvurdering er dels, at der ikke foreligger nogle klare væsentlighedskriterier, og dels at metoden primært kun kan angive retningen af ændringer og ikke reduktioner i absolutte tal.

Input-output vurderingens væsentligste styrker er, at der skabes et detaljeret billede over ændringerne i miljøpåvirkninger i absolutte tal. En svaghed er ligesom ved strategisk miljøvurdering, at der ikke findes nogen klare væsentlighedskriterier, hverken for hvad der skal medtages af nøgleindikatorer, eller til at vægte de medtagne indikatorers indbyrdes væsentlighed. Derfor er det svært at foretage en samlet vurdering, når nogle indikatorer går op, mens andre går ned. En anden svaghed er, at det kan være meget tidskrævende at udarbejde en input-output vurdering. En tredje svaghed er, at der ikke medregnes miljøpåvirkninger relateret til aktiviteter udenfor systemet. Det vil sige, at eksempelvis brug af energiintensive råvarer og CO₂-tung el fra nettet ikke giver udslag.

En styrke ved livscyklusvurderingen er, at der i metoden er indbygget nogle klart definerede væsentlighedskriterier, hvorved der tages højde for svagheden ved både strategisk miljøvurdering og input-output vurdering. En anden styrke er, at det med vægtningen er muligt at lægge alle miljøpåvirkninger sammen til én *miljøscore*, hvorved det bliver muligt at sammenligne forskellige alternativer direkte. En tredje meget væsentlig styrke er, at der modsat input-output vurderingen medregnes miljøpåvirkninger forbundet med hele produktets livscyklus, og dermed også hvad der sker udenfor det primære produktsystem. Disse styrker gør, at livscyklusvurderingen vurderes at være den metode, der giver det mest reelle og lettest fortolkbare resultat. Derfor vurderes livscyklusvurderingen at være den bedst anvendelige metode til miljøvurdering af affaldshierarkiet, når der er tilstrækkelige ressourcer til rådighed. På trods af at metoden er udpeget til at være den bedste, er livscyklusvurderinger ved UMIP-metoden forbundet med en række svagheder. Det drejer sig for det første om, at toksiciteter har en urealistisk høj andel af de samlede miljøpåvirkninger. Derfor sættes der spørgsmålstejn ved om toksiciteterne i metoden kan sammenlignes direkte med de øvrige miljøpåvirkninger. For det andet er kun nogle få ikke-fornybare ressourcer medtaget i metoden. Dette indebærer, at eksempelvis forbrug af vand og træ, som vurderes væsentlige i nogle af de andre metoder, ikke er medtaget. En anden svaghed ved livscyklusvurderingen er, at den er mere ressourcekrævende end de øvrige.

Samlet kan det konkluderes, at både strategisk miljøvurdering, input-output vurdering og livscyklusvurdering er anvendelig til miljøvurdering af affaldshierarkiet. Dog har livscyklusvurderingsmetoden vist sig at være den bedste. Desuden har koblingen mellem en massestrømsanalyse og enten en input-output vurdering eller en livscyklusvurdering vist sig at være gode metoder, idet der fås et godt overblik over de samlede miljøpåvirkninger for en helt materialekredsløb i samfundet. Når der er få ressourcer til rådighed vurderes strategisk miljøvurdering imidlertid at være det stærkeste værktøj. Desuden viser undersøgelserne, at valget af miljøvurderingsmetode har betydning for hvilke miljøpåvirkninger der kommer i fokus.

23.3 Er det hensigtsmæssigt at behandle glas, papir og imprægneret træ jævnt før affaldshierarkiet?

På baggrund af de fire foretagne miljøvurderinger og de belyste eksempler på indførelse af renere teknologi, kan det konkluderes, at affaldshierarkiet generelt er et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip for fraktionerne papir, glas og imprægneret træ.

Der er på baggrund af eksempler på renere teknologi redegjort for, at der med renere teknologi er potentiale for større reduktioner i miljøpåvirkninger end der er ved genanvendelse for de tre fraktioner.

Desuden er konklusionen entydig for de fire miljøvurderinger, når genanvendelse sammenlignes med forbrænding. Både de strategiske miljøvurderinger og input-output vurderingen konkluderer entydigt, at genanvendelse er bedst. I livscyklusvurderingen er det ligeledes genanvendelse, der falder bedst ud for alle tre fraktioner. Dog er der et enkelt sted, hvor der stilles spørgsmålstegn ved, om øget genanvendelse kan betale sig. Det drejer sig om øget genindvinding af papir. Her konkluderes det, at der trods et reduceret energiforbrug sker en forøgelse i bidraget til drivhuseffekt. Forskellen skyldes det CO₂-tunge danske kulbaserede energisystem, som gør, at forbrænding af papiraffald falder godt ud, fordi der herved fortrænges el. Derfor er konklusionen ikke, at genindvinding ikke kan betale sig, men at der derimod skal rettes en indsats mod det danske energisystem!

Når det vurderes om forbrænding bør prioriteres over deponering er konklusionen mindre entydig. Dog peger miljøvurderingerne på, at forbrænding er bedst for papir, mens det for glas er bedre at deponere forstået på den måde, at det kan betale sig at udsortere glasaffald fra den blandede brændbare fraktion og deponere det. Disse konklusioner er naturligvis ikke overraskende, da papir har en høj brændværdi og glas ikke er brændbart. For imprægneret træ kan det ikke entydigt konkluderes, at forbrænding er bedre end deponering, selvom det har en høj brændværdi.

Dermed kan der konkluderes, at prioriteringen mellem renere teknologi, genanvendelse og forbrænding er miljømæssig hensigtsmæssig for alle tre udvalgte fraktioner. For papir gælder konklusionen for alle affaldshierarkiets fire trin. Prioriteringen mellem affaldshierarkiets to nederste trin gælder derimod ikke for glas, da det er mere miljømæssigt hensigtsmæssigt at deponere glas frem for at sende det igennem et forbrændings anlæg. Det er mere tvivlsomt hvorledes prioriteringen mellem deponering og forbrænding for imprægneret træ bør være. Men der er indikationer på, at prioriteringen jævnfør affaldshierarkiet er det mest hensigtsmæssige. Konklusionerne er i høj grad afhængige af at antagelser omkring mængder og udledninger af aktivstoffer er korrekte. Da mængderne af udledninger af tungmetaller er baseret på data fra 1992, bør undersøgelsen suppleres med nye data for at kunne komme med en mere sikker konklusion.

Som nævnt i kapitel 5 har projektgruppen tidligere foretaget en livscyklusvurdering af massestrømmen af papir i Danmark. I denne undersøgelse er konklusionen, at genindvinding af papir er dårligere end forbrænding. Denne konklusion er ikke i overensstemmelse med resultatet af den udførte livscyklusvurdering i nærværende undersøgelse. Grunden til at resultatet har ændret sig er, at projektgruppen ved udarbejdelsen af livscyklusvurderingen for papir i nærværende undersøgelse har forfinet de antagelser og data der blev anvendt i den tidligere undersøgelse. Således blev der tidligere regnet med, at alt papirproduktion i udlandet brugte svensk el, som er meget rent. I nærværende undersøgelse er der brugt svensk, finsk, tysk og europæisk gennemsnitlig el fordelt efter hvilke mængder af papir der importeres til Danmark. Desuden er der søgt mere præcise oplysninger om energiforbruget og affaldsgenereringen, hvilket også har været med til at rykke konklusionen.

23.4 Er affaldshierarkiet et miljømæssigt hensigtsmæssigt princip?

De fraktioner der er vurderet i denne undersøgelse er udvalgt som værende repræsentative fraktioner indenfor tre overordnede grupper af affald: Organisk affald, inert affald og farligt affald. Miljøvurderingerne af de tre valgte fraktioner samt de belyste eksempler på renere teknologi, vurderes derfor at give et godt billede af affaldshierarkiets generelle hensigtsmæssighed for de samlede affaldsmængder. Det vurderes derfor, at konklusionen om hensigtsmæssigheden af prioriteringen i affaldshierarkiet ikke kun gælder for de undersøgte fraktioner, men for størstedelen af Danmarks affald.

Sammenfattende kan det vurderes, at renere teknologi er bedre end genanvendelse som igen er bedre end forbrænding for alle fraktioner. Forbrænding er bedre end deponering for organiske fraktioner, mens det for inerte fraktioner er bedre at satse på deponering. For farlige fraktioner er konklusionen ikke entydig, hvorfor det bør undersøges nærmere for de enkelte fraktioner, hvorvidt forbrænding er bedre end deponering.



Appendiks



Appendiks A: Introduktion til institutionel analyse

I dette appendiks beskrives begrebsrammen for institutionelle analyser. Det beskrives hvilke overordnede begreber institutionelle analyser kan være baseret på og hvordan den anvendes i rapportens kapitel 2 og 3.

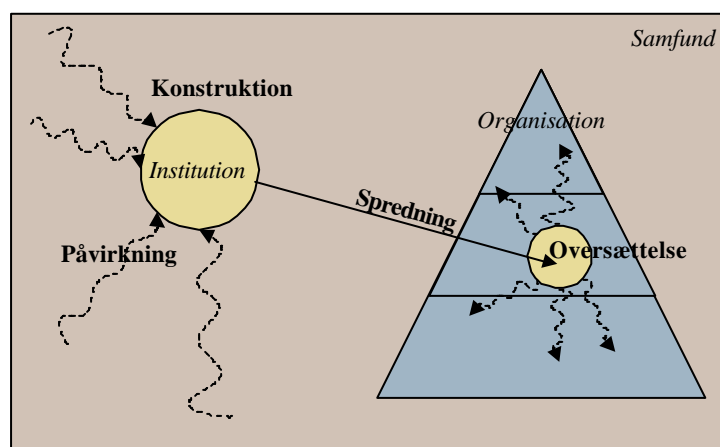
I institutionelle analyser betragtes samfundet som et puslespil af mangfoldige institutioner og aktører, der indgår i forskellige strukturer med hinanden. Samfundet betragtes som defineret ved sin sammensætning af institutioner. [Andersen, 1992, s. 85]

En institution kan defineres som "... en praksis, der antager en fast og regellignende karakter. En institution kan således forstås, som en kombination af relativt stabile adfærdsmønstre, ressourcer og regler." [Andersen, 1992, s. 86]. En institution kan altså både være en tradition, en holdning eller et princip, eksempelvis jul, racisme eller affaldshierarkiet. I kapitel 2 betragtes institutionen affaldshierarkiet.

Tilgange

Der er forskellige tilgange til hvorledes en institutionel analyse kan udføres. Man kan overordnet skelne mellem to former for analyser, dels analyser hvor adfærdens betydning for udformningen af institutioner undersøges og de analyser hvor institutioners påvirkning af adfærd undersøges. I kapitel 2 lægges der vægt på adfærdens betydning for udformning af affaldshierarkiet således, at det beskrives, hvorledes affaldshierarkiet er opstået og manifesteret i samfundet, som følge af forskellige påvirkninger. Der tages grundlæggende udgangspunkt i den metode til udførelse af institutionel analyse som er beskrevet i [Scott, 2001].

I en institutionel analyse beskrives almindeligvis institutioners *konstruktion*, *spredning* og *oversættelse*. I figur a er de tre begrebers betydning illustreret.



Figur a Indhold af en institutionel analyse omfatter hvordan en institution er opstået, og blevet konstrueret og påvirket, samt hvorledes den er spredt i samfundet og implementeret (oversat) i organisationer

Med institutionens konstruktion forstås deres opståen og legitimering samt de strukturer, der er mellem institutionen og aktører eller andre institutioner. Således kan det belyses, hvad der har medført at institutionen er opstået, om den er blevet skabt bevidst, med et bestemt formål eller om den er opstået som følge af mange tilfældige påvirkninger. Er institutionen baseret på love og regler, eller er den manifesteret i folks bevidsthed som noget selvfølgelig? Hvad er rationalet bag institutionen? [Scott, 2001, s. 91-122]

Desuden er det et vigtigt element i en institutionel analyse, at beskrive hvorledes institutionen indgår i forskellige processer, der gør at institutionen *spredes* i samfundet, og finder vej ind i organisationer. Samt hvilke forandringer institutionen gennemgår, når den *oversættes* i organisationerne. Når institutioner oversættes eller integreres i organisationer, kan det ske på flere måder. En institution kan oversættes som en selvstændig særskilt del af organisationen, afkoblet fra de øvrige institutioner, eller den kan blive en integreret del af noget eksisterende. Eksempelvis kan institutionen *miljøbevidsthed* optages i en virksomhed ved, at der oprettes en særskilt miljøafdeling i virksomheden, eller det kan vælges at ændre den eksisterende teknologi således, at denne bliver mere miljøvenlig. Oversættelse kan belyses ved, hvordan institutionen er blevet integreret og hvilke udviklingstrin, den har gennemgået ved integrationen i én eller flere organisationer. For at beskrive spredning kan det belyses hvordan institutionen er blevet båret rundt i samfundet af forskellige aktører. Dette kan eksempelvis være gennem medier som aviser og fjernsyn eller det kan være gennem interesseorganisationer. I kapitel 2 og 3 betragtes det hvorledes affaldshierarkiet er opstået og blevet integreret i dansk miljøforvaltning.

Påvirkning

Når institutioner analyseres, kan der som nævnt tages udgangspunkt i, at undersøge de former for påvirkninger institutionen baseres på, og dermed den måde institutionen er manifesteret eller institutionaliseret. Der er tre grundlæggende former for påvirkning, som tilsammen udgør en institutions base. Disse udgøres af regulativ, normativ og kulturel kognitiv påvirkning. De tre former af påvirkning kan være udtryk for tre tilgange til at beskrive det samme fænomen. Det bør desuden understreges, at der ikke foreligger nogen klar grænse mellem påvirkningerne, og at de ofte er overlappende.

Den regulative påvirkning

Denne form for påvirkning udgøres af regler, der former adfærd gennem tvang, hvor individer eller grupper tvinges til at gøre eller undlade at gøre bestemte ting. Det vil sige, at der er én eller flere som bestemmer, hvad mange skal gøre. Regulative processer kan på den ene side være formaliseret på højt niveau og tilskrevet specialiserede aktører som eksempelvis politi eller domstole. På den anden side kan regulative processer være diffuse uformelle mekanismer, hvor folk skammer eller roser hinanden. [Scott, 2001, s. 52]

Regler, love og handlingsplaner er eksempler på regulative påvirkninger. Også virksomheder regulerer opførsel gennem regelsættende aktiviteter. Regulative processer omfatter således dannelse af regler, tilsyn, belønning og straf. Regulative påvirkninger baseres ofte på en forestilling om, at den sanktion eller straf, der er knyttet til ikke at følge reguleringen, vil gøre det rationelt for aktørerne at følge reglerne. Selvom institutionen afspejler noget, der anses for at være fornuftsaseret eller på anden måde legitimt, så behøver de, der er underlagt institutionen ikke selv at være overbevist om legitimiteten, så længe de overholder reglerne i tilknytning hertil [Kjær, 2001, s. 197]. Således behøver en person ikke at forstå rationaler bag affaldshierarkiet for at kildesortere, hvis der foreligger en sanktion, der træder i kraft, hvis personen ikke gør det.

Den normative påvirkning

Normativ påvirkning er baseret på fælles værdier eller normer for individer eller grupper. Værdier forstås som det, der ønskes og anses for attråværdigt. Normer peger på, hvordan ting bør gøres, det vil sige, hvad der er passende eller god opførsel i forskellige sammenhænge. Nogle normer og værdier er kollektive for et helt samfund, andre er kun for bestemte grupper af aktører, eksempelvis afhængigt af social position eller anden form for rolleinddeling af samfundets grupper. Eksempler på institutioner, der baseres på normer, er professioner. Når en person udlæres indenfor et fag, lærer vedkommende ikke blot en række færdigheder men socialiseres også i et bestemt fagligt fællesskab med stærke værdier, der påvirker personens beslutningstagen. Et eksempel på en norm indenfor denne type institution kan være, at man kun stoler på arbejde udført af fagligt uddannede personer. [Kjær, 2001, s. 197-198]

Normer følges ikke af angst for straf, men derimod af personers frygt for at blive udelukket af et fællesskab eller for sin egen dårlige samvittighed, fordi *man har gjort noget, man ikke burde*. Normer virker således ved at grupper i samfundet bestemmer hvad man bør gøre. En indikator på om en institutions normer er blevet ændret er hvorledes institutionens mål varierer. [Scott, 2001, s. 54]

Den kulturelt kognitive påvirkning

Den kulturelt kognitive base påvirker individers adfærd gennem et fælles verdensbillede, der er styrende for de valg de træffer. Et verdensbillede er et billede af, hvordan verden hænger sammen, og hvordan man selv påvirker eller påvirkes af denne verden. Sådanne verdensbilleder skabes og overleveres gennem eksempelvis uddannelse, videnskab og medier. [Kjær, 2001, s. 199]

Det kulturelt kognitive handler om, hvad der bliver taget for givet, uden at der bliver stillet spørgsmålstejn ved det [Scott, 2001, s. 57]. Her er det ikke trusler om straf, eksklusion eller dårlig samvittighed, der får aktørerne til at tilpasse sig. De tror derimod selv på, at de er ufornuftige eller uansvarlige, hvis de ikke tilslutter sig bestemte måder at tolke omgivelserne på. Et

eksempel er, at mange amerikanere oplever, at hverdagen bliver mere farlig, fordi faren for vold og kriminalitet er øget. Derfor er det fornuftigt at bevæbne sig. Der er imidlertid ingen statistikker, der underbygger den forøgede fare, og der er mange der peger på, at dette billede af et land, der næsten er i belejringstilstand, er spredt gennem medierne. [Kjær, 2001, s. 1999]

Undersøgelsesområde

Det ønskes i at belyse hvad der ligger til grund for affaldshierarkiet i kapitel 2, og hvordan det er blevet en integreret del af den danske miljøpolitik i kapitel 3. Der vælges således at fokusere på de påvirkninger, der har medvirket til, at affaldshierarkiet er konstrueret, spredt og oversat i samfundet.

Affaldshierarkiets konstruktion beskrives i kapitel 2, hvor der gives et historisk tilbageblik på den udvikling i forbrugsvaner og affald i samfundet, der har medført holdningerne og rationalet bag affaldshierarkiet. Affaldshierarkiets spredning i samfundet og oversættelse i miljøforvaltningen er beskrevet i kapitel 3, hvor det beskrives hvornår affaldshierarkiet får sin benævnelse, og hvorledes affaldshierarkiet er opstået i planer og love. Det gøres opmærksom på, at affaldshierarkiets konstruktion forstås, som de forudgående processer, der er foregået før affaldshierarkiet konkret og formelt er blevet navngivet. Det er først i det tilfælde at affaldshierarkiet er blevet navngivet i miljøforvaltningen, at der er tale om en oversættelse i organisationen. I kapitel 4 samles der op på affaldshierarkiets institutionalisering.

Der tages udgangspunkt i kulturelt kognitiv-, normativ- og regulativ påvirkning, hvor disse hver især udgør en angrebsvinkel til at få belyst flest mulig facetter af affaldshierarkiet forstået som en institution. Den kulturelt kognitive påvirkning omfatter en undersøgelse af affaldshierarkiet i et historisk-sociologisk perspektiv, hvilket præsenteres i kapitel 2. Den regulative påvirkning omfatter en gennemgang af affaldshierarkiet og dets forløbere i love, bekendtgørelser og planer i den danske miljøforvaltning, hvilket vil blive præsenteret i kapitel 3. Den normative påvirkning inddrages i både kapitel 2 og 3. Tilgangen til dette er interviews af forskellige aktører på affaldsområdet. Det skal dog bemærkes at hovedvægten lægges på det regulative og til dels det kulturelt kognitive.



Referenceliste

Referenceliste

Andersen, 1994: Andersen, Heine, *Introduktion til Videnskabsteori & metodelære*, Samfundslitteratur, Frederiksberg, 1994

Andersen, 1992: Andersen, Johannes, *Teorier om politik og stat – omrids af et teoretisk landskab, anden udgave*, Aalborg Universitetsforlag, 1992

Basse, 1999: Basse, Ellen Margrethe, *Miljøret – Samspejlet mellem lovgivning og aftale ordninger*, Børsens Forlag, København, 1999

BAT 2000: BAT, *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and paper industry* World Trade Center, Isla de la Cartuja, Seville, Spanien, 2001. URL: <http://eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm>, d. 15.03.2001

BAT, 2001: BAT, *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Reference Document on Best Available Techniques in the Glass Manufacturing Industry*, World Trade Center, Isla de la Cartuja, Seville, Spanien, 2001. URL: <http://eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm>, d. 15.03.2001

Bekendtgørelse nr. 975, 1995: *Bekendtgørelse om visse godkendelsespligtige virksomheders pligt til udarbejdelse af grønt regnskab*, Bekendtgørelse nr. 975 af 13. december 1995

Bekendtgørelse nr. 428, 1999: *Bekendtgørelse om supplerende regler i medfør af lov om planlægning (samlebekendtgørelse)*, Bekendtgørelse nr. 428 af 2. juni 1999

Bekendtgørelse nr. 619 2000, *Bekendtgørelse nr. 619 af 27/6 om affald*, Miljø- og Energiministeriet, 2000

Belfroid et al., 2000: A.C. Belfroid, M. Pupperhart, F. Ariese, *Organotin levels in seafood*, Institute for environmental studies, Vrije Universiteit, Amsterdam, Holland. Artikel i: Marine Pollution bulletin Vol 40, No. 3 pp. 226-232.

Bennedsen, 1993: Bennedsen, Jørn, *Konsekvenser for forbrænding ved frasortering af organisk affald*, Enviroplan A/S for Miljøstyrelsen, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 59 1993, Miljøstyrelsen, .

Beumartin , 2002: URL: www.beumartin.tm.fr (d. 16.05.02)

Brisson, 1997: Brisson, Inger E., *Assesing the Waste Hierarchy – a social Cost benefit analysis of Municipal Solid Waste Management in the European Union*, AKF Forlaget, København. URL: <http://www.akf.dk/eng/waste1.htm> (d. 14.03.2001)

CEPI, 2000: *CEPI Annual Statistics 1999*, Confederation of European Paper Industries, Belgien, 2001, URL: http://www.cepi.org/htdocs/pdfs/stats/pub_a43.pdf (15.11.2001)

Chertow, 2001: Chertow, Marian R., *The IPAT Equation and Its Variants – Changing Views of Technology and Environmental Impact*, fra *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 4, Nr. 4, 2001, Massachusetts Institute and Yale University, USA, 2001.

Christensen, 1987: Christensen, Per, *Miljø og samfund – et humanøkologisk perspektiv*, Institut 20, Aalborg, 1987

Christensen, 1998: Christensen, Thomas Højlund, *Affaldsteknologi*, Institut for miljøteknologi, DTU, Lyngby, 1998

Christensen, 2000: Christensen, Per, *'Kampen om vandet'*. Aalborg Universitetsforlag, Aalborg, 2000

Collstrop, 2002: *Grønt regnskab for Collstrop-Dansk Træimprægnering*, Aalborg A/S, 2002

COWI, 2000: COWI, *Massestrømsanalyse for cadmium*, Miljøprojekt nr. 557, Miljøstyrelsen, 2000

COWI, 2001: Data for danske trykkerier og skovbrug, tilsendt af Charlotte Libak Hansen, COWI, 2001

Dalager, 1995: Dalager, Søren et al., *Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb. Delrapport 2: Bølgepap*. Miljøstyrelsen, 1995

Dall et al., 2002: Dall, Ole; Lassen, Carsten; Hansen, Erik, *Affaldsindikatorer*, COWI, Miljøstyrelsen, 2002

Dalum, 2000: *Miljøredegørelse 1999 for Dalum Papir A/S*, Dalum Papir A/S, Odense, 2000

Danmarks Statistik, 2002: *Statistikbanken –Detaljeret udenrigshandel*, Danmark Statistik, København, , URL: <http://www.statistikbanken.dk> (d. 10/5-02)

Direktiv 2001/42/EF, 2001: Europaparlamentets og Rådets direktiv 2001/42/EF om vurdering af bestemte planer og programmets indvirkning på miljøet, Luxembourg
URL: http://europa.eu.int/comm/environment/eia/full-legal-text/0142_da.pdf (d. 01.03.2002)

Dyrbye, 2001: Dyrbye, Finn, Telefonsamtale med indkøbschef på bølgepapfabrikken SCA packaging Denmark, Grenaa, 2001

Elling, 2000: Elling, Bo, *Erfaringer med miljøvurderinger af lovforslag*, Landsplanafdelingen, Miljø- og Energiministeriet

ELSAM, 2000: *Grønt regnskab 2000*, ELSAM, 2000

Energistyrelsen, 1995: *Teknologidata for el- og varmeproduktionsanlæg*, Energistyrelsen, 1995,
URL: <http://www.ens.dk/pub/energi21/elogvarm.pdf> (d. 12.12.2001)

Finansministeriet, 1990: *Vejledning i Samfundsøkonomisk projektvurdering*, Budgetdepartementet, Finansministeriet

FN-forbundet og Mellemlfolkeligt Samvirke, 1987: *Vores fælles fremtid. Brundtland-kommissionens rapport om miljø og udvikling*, 1987

Frees, 2002: Frees, Niels, *Miljømæssige fordele og ulemper ved genvinding af plast - Eksempler med udgangspunkt i konkrete produkter*, Miljøprojekt nr. 657, Miljøstyrelsen, 2002

Gandy, 1993: Gandy, Matthew, *Recycling and waste – An exploration of contemporary environmental policy*, Ashgate Publishing Limited, England, 1993.

Grøn information, 2002: Genbrugssymbolet, Grøn information,
URL: http://www.greeninfo.dk/artikel_disc.asp?artikelID=3862 (d. 15.04.2002)

Hansen et al., 1996: Hansen, Erik; Maag, Jakob; Lassen, Carsten, *Massestrømsanalyse for kviksølv*, Miljøprojekt nr. 344 1996, Miljøstyrelsen, 1996

Hansen et al., 1997: *Træbeskyttelsesmidler og imprægneret træ*, COWI, Miljøstyrelsen, 1997

Hansen et al., 1999: Hansen, Erik, Kaas, Torben, Larsen, Jørgen, Lassen, Carsten, *Aluminium - massestrømsanalyse og vurdering af mulighederne for at minimere tab*, Miljøprojekt nr. 484, 1999

Hauschild, 1996: Hauschild, Michael, *Baggrund for miljøvurderinger af produkter*. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet, 1996

Hartmann, 2000a: *EMAS miljøredegørelse 1999, Brødrene Hartmann A/S, Tønderfabrikkerne*, Hartmann, Tønder, 2000

Hartmann, 2000b: *EMAS miljøredegørelse 1999, Skjern Papirfabrik*, Hartmann, Skjern, , 2000

Hilden, 1973: Hilden, Peter, *Affald i Danmark*, Renholdningsselskabet i København, 1973

Holm et al., 2002: Holm, Peter; Merrild, Anne; Schmidt, Jannick, *Er afkobling med faktor 4 realistisk? – Livscyklusvurdering af massestrømmen af papir i Danmark*. 9. semesters projekt på Aalborg Universitet, Civilingeniøruddannelsen i Miljø- og Energiplanlægning, AAU. URL: <http://www.i4.auc.dk/~jasc00/9%20sem.htm>

Holmboe, 2002: Holmboe, Birgit, leder for Videnscenter for Affald, interview foretaget af projektgruppen, april, 2002

ISO 14040, 2001: Miljøledelse –Livscyklusvurdering – *Principper og opbygning*, DN/EN ISO 14041, udgivet af DANSK STANDARD, 2001

ISO 14041, 2001: Miljøledelse –Livscyklusvurdering – *Formål og afgrænsning af undersøgelsen samt kortlægning*, DN/EN ISO 14041, udgivet af DANSK STANDARD, 2001

ISO 14042, 2001: Miljøledelse –Livscyklusvurdering – *Vurdering af miljøpåvirkninger i livscyklus*, DN/EN ISO 14041, udgivet af DANSK STANDARD, 2001

ISO 14043, 2001: Miljøledelse –Livscyklusvurdering – *Fortolkning af resultater*, DN/EN ISO 14041, udgivet af DANSK STANDARD, 2001

Jakobsen, 2001: Jakobsen, Jan, *Emballageforsyningen i Danmark 1999*, Miljøprojekt nr. 598 2001, Miljøstyrelsen,

Jakobsen, 2002: Jakobsen, Nete, direktør for Reno-Sam, interview foretaget af projektgruppen, april, 2002

Jansen og Lauersen, 2001: Jes la Cour Jansen og Karin Dahlgren Laursen, 2001, *Rensning af spildevand - nyt i Danmark*, Miljøstyrelsen,
<http://www.mst.dk/default.asp?Sub=http://www.mst.dk/vand/05030300.htm> dato for download: 18/5-02

Kaysen, 2001: Kaysen, Ole, *Statistik for glasemballage 1999*, Miljøprojekt nr. 601, Miljøstyrelsen 2001

Kjær, 2001: Kjær, Peter, *Strategizing*, 2001

Kommissionen, 1996: *Cost-benefit analysis of the different municipal solid waste management systems: objectives and instruments for the year 2000*, Den Europæiske Kommission, 1996

Kørnøv, 2000a: Kørnøv, Lone, *Strategisk miljøvurdering i en ufuldkommen verden*, Ph.D. afhandling indleveret til bedømmelse ved Det teknisk-naturvidenskabelige Fakultet, Aalborg Universitet, 2000

Kørnøv, 2000b: Kørnøv, Lone, *Strategisk miljøvurdering og planlægning – en introduktion til strategisk miljøvurdering som evalueringsmetode i planlægningen*, Institut for Samfundsudvikling og Planlægning, Aalborg Universitet, 2000

Lassen et al., 1996: Lassen, Carsten, Hansen, Erik, *Massestrømsanalyse for bly - Forbrug, bortskaffelse og udslip til omgivelserne i Danmark*, Miljøprojekt nr. 327, 1996, Miljøstyrelsen

Lassen et al., 2000: Lassen, Carsten, Hansen, Erik, *Paradigm for Substance Flow Analysis*, Miljøprojekt nr. 577, Miljøstyrelsen, 2000

Lov nr. 606, 1980: Lov om miljøstøtte (Støtteloven, Miljøstøtteloven), LOV nr. 606 af 23. december 1980, Miljøministeriet, 1980

Lovbekendtgørelse nr. 532, 1984: *Bekendtgørelse af Lov om genanvendelse og begrænsning af affald*, Lovbekendtgørelse nr. 532 af 16. oktober 1984.

Lovbekendtgørelse nr. 753 af 25. august 2001, *Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse* (Miljøbeskyttelsesloven), Folketinget

Lund, 1992: Lund, Henrik, *Samfundsøkonomisk projektvurdering og virkemidler*, Aalborg Universitetsforlag, Aalborg

Madsen, 2002; Tage Madsen, Udviklingsingeniør i Kommunekemi a/s, personlig samtale den 16. 05.02

Meyer et al., 1994: Meyer, Niels I., Nørgård, Jørgen S., Galster, Georg, Guldbrandsen, Tom, *Energi og ressourcer – for en bæredygtig fremtid*, Polyteknisk forlag, Lyngby, 1994

Miljø- og Energiministeriet, 1995: *Natur- og miljøpolitisk redegørelse 1995*, Miljø- og Energiministeriet, 1995

Miljø- og Energiministeriet, 1999a: *Affald 21 – Regeringens affaldsplan 1998-2004*, Miljø- og Energiministeriet, 1999

Miljø- og Energiministeriet, 1999b: *Natur- og miljøpolitisk redegørelse 1999*, Miljø- og Energiministeriet, 1999

Miljø- og Energiministeriet, 2001a: *VVM-Vejledning om visse offentlige og private anlægs indvirkning på miljøet*, Landsplanafdelingen, Miljø- og Energiministeriet, 2001

Miljø- og Energiministeriet, 2001b: *Vejledning til Miljøkonsekvensvurdering af lovforslag og andre regeringsforslag*, Miljø- og Energiministeriet, 2001

Miljø- og Energiministeriet, 2001c: *Natur og Miljø 2000 – Udvalgte indikatorer*, Miljø- og Energiministeriet, 2001

Miljøministeriet, 1989a: *Redegørelse nr. 1 om mål og midler i miljøpolitikken – Miljøinvesteringer 1989-1994*, Miljøministeriet, 1989

Miljøministeriet, 1989b: *Handlingsplan for øget genanvendelse 1990-92*, Miljøministeriet, 1989

Miljøministeriet, 1990: *Handlingsplan for renere teknologi 1990-92*, Miljøministeriet, 1990

Miljøministeriet, 1992a: *Handlingsplan for affald og genanvendelse 1993-97*, Miljøministeriet, 1992

Miljøministeriet, 1992b: *Handlingsplan for renere teknologi 1993-97*, Miljøministeriet, 1992

Miljøministeriet, 2002, *Miljøstyrelsen,* Miljøministeriet URL:
<http://www.mem.dk/ministeriet/org/mst.htm>, d. 25/3-02

Miljøstyrelsen, 1983: *Genanvendelse og renere teknologier – Miljøstyrelsens redegørelse om genanvendelse og renere teknologier*, Miljøstyrelsen, 1983. URL: <http://www.mst.dk/udgiv/Publikationer/1983/87-503-4700-4/pdf/87-503-4700-4.PDF> (d. 15.02.2002)

Miljøstyrelsen, 1985: *Miljøstyrelsens handlingsplan*, Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1 1985, Miljøstyrelsen, 1985 URL: <http://www.mst.dk/udgiv/Publikationer/1985/87-503-5651-8/pdf/87-503-5651-8.PDF> (d. 15.02.2002)

Miljøstyrelsen, 1987: *Udviklingsprogram for renere teknologi*, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 9 1987

Miljøstyrelsen, 1993a, *Bortskaffelse af organisk affald – Miljø og økonomi*, Arbejdsrapport nr. 38, Miljøstyrelsen, 1993

Miljøstyrelsen, 1993b, *Konsekvenser ved forbrænding ved frasortering af organisk affald*, Arbejdsrapport nr. 59, Miljøstyrelsen, 1993

Miljøstyrelsen, 1995: *Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb – Sammenfatning*, Miljøstyrelsen, 1995

Miljøstyrelsen 1996a, *Arsenudsivning fra træ behandlet med træbeskyttelsesmidler*, Miljø- og Energiministeriet, 1996

Miljøstyrelsen, 1996b: *Massestrømsanalyse for kobber*, miljøprojekt nr. 323, Miljøstyrelsen, 1996

Miljøstyrelsen, 1996c: *Ressourceforbrug og miljøbelastning for 3 grafiske produkter i et livscyklusperspektiv*, Arbejdsrapport nr. 63, Miljøstyrelsen, 1996

Miljøstyrelsen, 1996d: *Håndbog til udarbejdelse af grønne regnskaber*, Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 9 1996

Miljøstyrelsen, 1997a: *Genanvendelse af planglas – Information om håndtering af planglas*, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 88 1997.

Miljøstyrelsen, 1997b: *Erhvervsaffald og udvalgte affaldsstrømme et debatoplæg*, Miljøstyrelsen, 1997

Miljøstyrelsen, 2000: *Affaldsstatistik 1999*, Orientering nr. 17–2000, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, 2000

Miljøstyrelsen, 2001, *Affaldsstatistik 2000*, Orientering nr. 14–2001, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, 2001

Miljøstyrelsen, 2002a: Miljøstyrelsens publikationsdatabase, URL: <http://www.mst.dk/udgiv/Publikationer> (d. 15.02.2002)

Miljøstyrelsen, 2002b, *Miljøstyrelsens kontorer*, Miljøstyrelsen. URL: <http://www.mst.dk>, d. 25/3-02

Møller, 2001: Personlig samtale med Tonny Møller, ingeniør på SCA Containerboard Djursland Grenaa, den 21.11.2001

Nejrup og Wesnæs, 2000: Nejrup, Dorthe; Wesnæs, Marianne, *Genbrug af danske vinflasker – Vurdering af markedet og miljømæssige effekter*, Miljøprojekt nr. 556 2000, Miljøstyrelsen

Nielsen, 2002: Nielsen, Lone Lykke, fra Miljøstyrelsens Husholdningsaffaldskontor, interview foretaget af projektgruppen, marts, 2002

Paludan-Müller, 1990: Paludan-Müller, Carsten, *Alle tiders skrald*, Kulturhistorisk museum i Randers, Randers, 1990

Pommer et al., 1995a: Pommer, Kirsten; Wesnæs, Marianne Suhr; Madsen, Christian, *Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke – Delrapport 1: Genpåfyldelige glasflasker*, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 70 1995

Pommer et al., 1995b: Pommer, Kirsten; Wesnæs, Marianne Suhr; Madsen, Christian, *Miljømæssig kortlægning af emballager til øl og læskedrikke – Delrapport 2: Engangsflasker af glas*, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 71 1995, Miljøstyrelsen.

Regeringen, 2001: *Udvikling med omtanke – Fælles ansvar*, Danmarks nationale strategi for bæredygtig udvikling, Regeringen, 2001

Risør, 1997: Risør, Villy E., *Træhåndbogen*, 2. udgave, Borgen, 1997

Rådets direktiv 75/442/EØF, 1975, *Rådets direktiv 75/442/EØF af 15. juli 1975 om affald*, Rådet for de Europæiske fællesskaber, Bruxelles, 1975

Rådets direktiv 91/156/EØF, 1991, *Rådets direktiv 91/156/EØF af 18. marts 1991 om ændring af direktiv 75/442/EØF om affald*, Rådet for de Europæiske fællesskaber, Bruxelles, 1991

SCA, 2000: *Miljøkortlægningsrapport 2000 for SCA Packaging Djursland*, SCA, Grenaa, 2000

Scott, 2001: Scott, Richard W., *Institutions and Organizations*, Second edition, Foundation for organizational Science, Sage Publications, Thousand Oaks, USA, 2001

Skov, 2001: Skov, Preben. Telefonsamtale med indkøbschef på Dalum, Odense Danmark den 04.12.01

Skov- og Naturstyrelsen, 1994: *Papirgenbrugs konsekvenser for skove og skovbrug*. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 1994

Stefansen et al., 1998; *Borgernes affærd og holdninger på affaldsområdet*, Miljøprojekt nr. 379, Miljøstyrelsen, 1998

StoraEnso, 1999: StoraEnso, *Environmental Report 1999*, StoraEnso, Finland, 1999

URL: http://www.storaenso.com/files/Environmental_Report.pdf (d. 01.11.2001)

Strasser et al., 1998: Strasser, Susan, McGovern, Charles og Judt, Matthias, *Getting and spending*, German historical Institute, Cambridge University Press, Washington, D.C., USA, 1998

Søberg, 2001: Søberg, Kai ,Personlig samtale med serviceingeniør på SCA Containerboard Djursland Grenaa den 21.11.2001

Træbranchens Oplysningsråd, 2001; Træbranchens Oplysningsråd, *Træ 46 Træbeskyttelse*, Lyngby, 2001

Træ er Miljø, 2002: URL: www.trae.dk Dato for download: 12.05.02

Tønning, 2001: Tønning, Kate, *Statistik for returpapir og -pap 1999*, Miljøprojekt nr. 618, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, 2001

Udsen, 1987: Udsen, Sanne, *Pengene eller miljøet!*, Udgivet af Samfundslitteratur i samarbejde med Nordisk Ministerråd.

Weizsäcker et al., 1997: Weizsäcker, Ernst Von, Lovins, Amory B., Lovins, L. Hunter, *Factor Four – Doubling Wealth, Halving Resource Use*. Earthscan Publications Limited, 1997

Wenzel et al., 1997: Wenzel, Henrik, Hauschild, Michael, Alting, Leo, *Environmental Assessment of Products*, Chapman & Hall, London, England, 1997