

Skal husholdningernes madaffald brændes eller genanvendes?

Samfundsøkonomisk analyse af øget genanvendelse af
organisk dagrenovation

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

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

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

Indhold

INDHOLD	3
FORORD	7
1 SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	23
2 DEN DANSKE AFFALDSMODEL	25
2.1 ORGANISERING, FINANSIERING OG LOVGIVNING	25
2.2 MÅL I AFFALD 21	26
2.3 OPSTILLING AF SCENARIER	26
3 INDSAMLINGS- OG BEHANDLINGSMETODER	29
3.1 OVERORDNET BESKRIVELSE AF AFFALDSBEHANDLINGSMETODER	29
3.2 FORBRÆNDING MED ENERGIUDNYTTELSE	30
3.3 FORBEHANDLING	31
3.3.1 <i>Skrueseparator</i>	31
3.3.2 <i>Rullesigte</i>	31
3.3.3 <i>Stempelseparator</i>	32
3.3.4 <i>For- og efterbehandling ved central kompostering</i>	32
3.4 BEHANDLING	32
3.4.1 <i>Bioforgasning</i>	32
3.4.2 <i>Central kompostering</i>	32
4 METODE OG FORUDSÆTNINGER	35
4.1 SAMFUNDSØKONOMISK METODE	35
4.1.1 <i>Nationalt perspektiv</i>	35
4.1.2 <i>Udtømmelige ressourcer</i>	36
4.1.3 <i>Teknikvalg</i>	36
4.1.4 <i>Inddragelse af substitutionseffekter</i>	37
4.1.5 <i>Diskontering</i>	38
4.1.6 <i>Kvantificering og værdisætning af miljøeffekter</i>	39
4.2 ORWARE-METODE (LCA)	39
4.3 KOBLING AF LIVSCYKLUSANALYSEN (ORWARE) OG SAMFUNDSØKONOMISK ANALYSEMETODE	40
4.4 AFGRÆNSNING AF ANALYSEN	41
5 DATA	43
5.1 INDSAMLING	43
5.1.1 <i>Udelt indsamling</i>	43
5.1.2 <i>Indsamling til genanvendelse</i>	44
5.2 FORBEHANDLING	49
5.3 BEHANDLING	49
5.3.1 <i>Forbrænding</i>	49
5.3.2 <i>Bioforgasning</i>	50
5.3.3 <i>Central kompostering</i>	50

6	DIREKTE ØKONOMISKE KONSEKVENSER (BUDGETØKONOMISK ANALYSE)	51
6.1	SAMMENFATNING AF DE BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER	52
6.2	BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR UDELT INDSAMLING	53
6.3	FØRBRÆNDING	53
6.4	BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR TODELT INDSAMLING	54
6.5	INDSAMLINGSOMKOSTNINGER PR. TONS ORGANISK AFFALD FOR TODELT INDSAMLING	57
6.6	FØRBEHANDLING	59
6.7	BIOFØRGASNING	59
6.8	CENTRAL KOMPOSTERING	61
7	VELFÆRDSØKONOMI FOR BEHANDLINGSALTERNATIVER	65
7.1	PRISSÆTNING AF MILJØEFFEKTER	67
7.2	SAMMENLIGNING AF DE VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR FØRBRÆNDING, BIOFØRGASNING OG CENTRAL KOMPOSTERING	69
7.3	FØRBRÆNDING	71
7.4	BIOFØRGASNING	72
7.5	CENTRAL KOMPOSTERING	74
8	VELFÆRDSØKONOMI FOR SCENARIER	77
8.1	ANTAGELSER OG FORUDSÆTNINGER	77
8.2	SAMMENLIGNING AF DE VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR DE FEM SCENARIER	78
8.3	VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR DE ENKELTE SCENARIER	80
9	FØLSOMHEDSANALYSER	83
9.1	SAMMENFATNING AF RESULTATERNE AF FØLSOMHEDSANALYSERNE	83
9.2	BREAK-EVEN OMKOSTNINGER VED INDSAMLING	85
9.3	MINDRE REJEKTMÆNGDE	87
9.4	STØRRE INDSAMLET MÆNGDE	87
9.5	LAVERE INDSAMLET MÆNGDE	87
9.6	ØGET BIOGASPOTENTIALE	87
9.7	PRISER PÅ MILJØKONSEKVENSER	87
9.8	MEDTAGELSE AF KULSTOFLAGER I JORDEN	88
9.9	INGEN GENANVENDELSE AF SLAGGEREN FRA FØRBRÆNDINGSANLÆGGET	88
9.10	HØJERE VARMEPRIS	89
9.11	KUN AFSÆTNING AF 50% AF VARMEN FRA FØRBRÆNDINGSANLÆGGET	89
9.12	HØJERE OG LAVERE KALKULATIONSRENTE	89
9.13	SKATTEFORVRIDNINGSTAB MEDTAGES	89
9.14	UDEN ALLEREDE AFHOLDTE INVESTERINGER	90
9.15	6 PCT. KALKULATIONRENTE, MED SKATTEFORVRIDNINGSTAB OG UDEN ALLEREDE AFHOLDTE INVESTERINGER	90
9.16	OPTIMISTISK GENANVENDELSESSCENARIO	90
9.17	PESSIMISTISK GENANVENDELSESSCENARIO	91
10	LITTERATURLISTE	93
	BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER – INDSAMLING	96
A.1	BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER, UDELT INDSAMLING (STIKPRØVE)	96

A.2 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER, UDELT INDSAMLING MODEL I (ÅLBORG)	97
A.3 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER, UDELT INDSAMLING MODEL III (ÅRHUS)	98
A.4 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER, TODELT INDSAMLING MODEL I (ÅLBORG)	99
A.5 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER, TODELT INDSAMLING MODEL II (KØBENHAVN-FREDERIKSBERG)	100
A.6 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER, TODELT INDSAMLING MODEL III (ÅRHUS)	101
A.7 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR OPTISK SORTERINGSANLÆG MODEL III (ÅRHUS)	102
A.8 BUDGETØKONOMISKE INDSAMLINGSOMKOSTNINGER SAMLET	103
BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER – FORBEHANDLING	105
A.9 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER, FORBEHANDLING BIOFORGASNING (SKRUESEPARATOR I ÅLBORG)	105
A.10 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR FORBEHANDLING BIOFORGASNING (KNUDSMOSEVÆRKET, HERNING)	106
BUDGET ØKONOMISKE OMKOSTNINGER – BEHANDLING	107
A.11 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER FORBRÆNDING	107
A.12 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER, FØI, BIOFORGASNING	108
A.13 BUDGETØKONOMISKE OMKOSTNINGER, KOMPOSTERINGSANLÆG (ODENSE)	109
VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER - INDSAMLING	110
B.1 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER, UDELT INDSAMLING (STIKPRØVE).	110
B.2 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER, UDELT INDSAMLING, MODEL I (ÅLBORG).	111
B.3 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER, UDELT INDSAMLING, MODEL III (ÅRHUS).	112
B.4 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER, TODELT INDSAMLING ORGANISK AFFALD, MODEL I (ÅLBORG).	113
B.5 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER, TODELT INDSAMLING ORGANISK AFFALD, MODEL II (KØBENHAVN-FREDERIKSBERG).	114
B.6 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER, TODELT INDSAMLING, MODEL III (ÅRHUS).	115
B.8 VELFÆRDSØKONOMISKE INDSAMLINGSOMKOSTNINGER SAMLET OVERSIGT	117
B.9 VELFÆRDSØKONOMISKE INDSAMLINGSOMKOSTNINGER SAMLET OVERSIGT.	118
VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER - FORBEHANDLING	119
B.10 FORBEHANDLING BIOFORGASNING (ÅLBORG)	119
VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER - BEHANDLING	120
B.11 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER, FORBRÆNDING	120
B.12 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER, BIOFORGASNING	122
B.13 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER, KOMPOSTERING	123
VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER -SCENARIER	124
B.14 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR REFERENCESCENARIET (SCENARIO 1).	124

B 15 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR SCENARIO 2. MÅLSÆTNING 2004, BIOFORGASNING.	125
B. 16 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR SCENARIO 3. MÅLSÆTNING "LANGT SIGT", BIOFORGASNING.	126
B.17 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR SCENARIO 4. MÅLSÆTNING 2004, KOMPOSTERING.	127
B.18 VELFÆRDSØKONOMISKE OMKOSTNINGER FOR SCENARIO 5. MÅLSÆTNING "LANGT SIGT", KOMPOSTERING.	128
MILJØEFFEKTER	129
C.1 MILJØEFFEKTER FOR UDELT INDSAMLING	129
C.2 MILJØEFFEKTER FOR TODELT INDSAMLING TIL KOMPOSTERING MED OPTISK SORTERING	130
C.3 MILJØEFFEKTER FOR TODELT INDSAMLING TIL BIOFORGASNING MED OPTISK SORTERING	131
C.4 MILJØEFFEKTER FORBRÆNDING	132
C.5 MILJØEFFEKTER BIOFORGASNING	133
C.6 MILJØEFFEKTER KOMPOSTERING	134

Forord

Samfundsøkonomisk analyse af øget genanvendelse af organisk affald er udført af Camilla Damgaard og Lisbeth Strandmark fra Miljøstyrelsens økonomikontor med bistand fra Svend-Erik Jepsen, Anne-Sofie Nielsen og Anders Raahauge fra Miljøstyrelsens husholdningsaffaldskontor. Desuden har studentermedhjælper Ulrich Lopdrup og Lars Klem Nielsen, Miljøstyrelsens økonomikontor, bidraget til analysen.

Der er anvendt metoden beskrevet i "Samfundsøkonomisk Vurdering af Miljøprojekter", Miljø- og Energiministeriet, 2000. Seniorforsker Flemming Møller, Danmarks Miljøundersøgelser, har kritisk gennemlæst og kvalitetssikret rapporten.

Arbejdet har været fulgt af en følgegruppe bestående af: Morten Carlsbæk, Solum A/S, Henrik Wejdling, DAKOFA, Bruno Sander Nielsen, Landbrugsrådet, Tom Elmer Christensen/Caroline Kirkegård, Affald Danmark, Ole Morten Petersen/Allan Kjersgaard, Renosam, Merete Kristoffersen/Lene Bjerg Kristensen, Københavns kommunes Miljøkontrol, Niels Remtoft, Kommunernes Landsforening, Tjalfe Poulsen, Aalborg Universitet og Niels Dengsøe, DMU.

Endvidere har en række øvrige personer bidraget med data til analysen.

Vi vil gerne takke følgegruppen samt dataleverandører for værdifuld hjælp med indsamling af data, bidrag med input til analysen samt diskussioner om analysens antagelser og afgrænsninger.

Det er dog alene Miljøstyrelsen, der har ansvaret for de valg af antagelser og afgrænsninger, der er gjort i analysen, og en række af følgegruppens medlemmer er ikke enige i alle antagelser og afgrænsninger.

Analysen er afsluttet april 2003.

1 Sammenfatning og konklusioner

Baggrund

I Affald 21, som er den nationale plan for affaldshåndteringen 1998-2004, er der opstillet en lang række mål for affaldshåndteringen i Danmark, bl.a. om øget genanvendelse af affald. Indenfor dagrenovation er fokus især rettet mod papir, glas, plast og organisk affald.

På EU-plan overvejes det at øge genanvendelsesandelen af organisk affald. Det fremgår således af et arbejdspapir fra EU-kommissionen¹, at der er ideer om at stille krav om separat indsamling af organisk affald i medlemslandene med henblik på genanvendelse.

Miljøstyrelsen har derfor analyseret de samfundsøkonomiske konsekvenser af at øge genanvendelsesandelen af det organiske affald, herunder såvel de miljømæssige som de økonomiske konsekvenser. Formålet med analysen er at give et bud på, om det økonomisk og miljømæssigt er en god ide at anvende ressourcer på at ændre ved den gældende affaldshåndtering af organisk affald. Det undersøges altså, hvor der fås "mere miljø for pengene" i håndteringen af organisk dagrenovation.

Datagrundlaget for den samfundsøkonomiske analyse er for en stor dels vedkommende fremkommet fra en lang række tekniske undersøgelser og fuldskalaforsøg suppleret med miljømæssige vurderinger vedrørende håndteringen af den organiske dagrenovation, som Miljøstyrelsen igangsatte i 1999.

I den samfundsøkonomiske analyse er undersøgt såvel de direkte økonomiske konsekvenser som de velfærdsøkonomiske konsekvenser af at øge genanvendelsesandelen af det organiske affald. Der er opstillet en række alternative scenarier for behandling af organisk dagrenovation, som er sammenholdt med en referencesituation, hvor genanvendelsesandelen er den samme som i dag. Hjemmekompostering indgår ikke i analysen.

Den velfærdsøkonomiske analyse søger at vise den samlede påvirkning af hele samfundsøkonomien under ét. I den velfærdsøkonomiske analyse indgår så vidt muligt værdien af miljøeffekter. Herved er det muligt at vurdere om eventuelt øgede omkostninger ved indsamling og behandling med henblik på øget genanvendelse opvejes af værdien af miljøeffekterne.

Konklusioner

Analysen viser, at det ikke kan betale sig for samfundet at genanvende organisk dagrenovation ved bioforgasning eller central kompostering. Forbrænding er samfundsøkonomisk den billigste løsning, efterfulgt af

¹ Working document: Biological treatment of biowaste, 2nd draft. European Commission, Directorate-General, Environment.

bioforgasning, mens central kompostering er den dyreste løsning for samfundet.

Der er tale om en samlet betragtning for hele samfundet, og lokale forskelle i affaldsbehandlingen er ikke analyseret og afspejles dermed ikke i analysen. Lokale forhold kan muligvis såvel miljømæssigt som økonomisk påvirke resultatet i en anden retning.

De samlede velfærdsøkonomiske meromkostninger ved at indføre Affald 21s langsigtede mål om at bioforgasse 300.000 tons organisk dagrenovation er ca. 230 mill. kr. årligt i forhold til den nuværende behandling. En tilsvarende udbygning af central kompostering vil årligt koste ca. 270 mill. kr.

Affalds 21s kortsigtede mål om at bioforgasse 100.000 tons organisk dagrenovation i 2004 vil årligt koste ca. 70 mill. kr. ekstra i forhold til den nuværende håndtering af det organiske affald, mens en udbygning med central kompostering vil koste ca. 80 mill. kr. årligt.

Desuden har erfaringer på baggrund af tekniske undersøgelser af todelt indsamling og bioforgasning vist, at der er miljømæssige og energimæssige fordele ved bioforgasning frem for forbrænding, men at disse fordele er relativt begrænsede.

Stort set samtlige miljøeffekter, som er opgjort kvantitativt, er prissat og indgår i den velfærdsøkonomiske analyse. Analysen viser, at værdien af de prissatte miljøeffekter kun udgør mellem 5 og 10 pct. af de samlede velfærdsøkonomiske nettoomkostninger, afhængig af om det organiske affald bioforgasses, forbrændes eller komposteres.

Dertil kommer en række positive miljøeffekter, som det ikke har været muligt at inddrage, som f.eks. forbedring af jordkvalitet og vandholdningsevne, forbedret forbrænding af restaffaldet og af slagge kvalitet, reduceret forbrug af pesticider, positiv effekt på gylleudnyttelsen samt en generelt bedre kildesortering. Det er vurderet, at medtagelse af disse miljøgevinster ved genanvendelse ikke vil have nævneværdig indflydelse på analysens resultater.

Den primære årsag til, at bioforgasning og central kompostering af organisk dagrenovation er dyrere end forbrænding, er, at den nødvendige todelte indsamling af dagrenovationen er forholdsvis dyr. Selve behandlingen ved bioforgasning og central kompostering er derimod væsentlig billigere sammenlignet med forbrænding.

I analysen er meromkostningen for todelt indsamling beregnet på baggrund af fuldskalaforsøg i flere kommuner og er ca. 150 kr./husstand pr. år for enfamilieboliger og ca. 110 kr./husstand pr. år for etageejendomme. Meromkostningen for todelt indsamling skal ned under 50 kr./husstand pr. år for enfamilieboliger og under 20 kr./husstand pr. år for etageejendomme, før det bedre kan betale sig at bioforgasse fremfor at forbrænde, når de øvrige forudsætninger fastholdes. For central kompostering skal meromkostningen helt ned under hhv. 30 kr./husstand pr. år og 10 kr./husstand pr. år.

Det betyder, at meromkostningen pr. husstand skal reduceres med ca. 2/3 for enfamilieboliger og med 5/6 for etageejendomme i forhold til basisanalysens forudsætninger for at ændre rangordenen til fordel for genanvendelse.

Følsomhedsanalyserne viser, at konklusionerne er robuste overfor ændringer i de forudsætninger, der ligger til grund for analysen. Kun et såkaldt optimistisk genanvendelses scenarie baseret på de mest optimistiske tekniske data omkring indsamlet mængde, frasortingsprocent (rejekt) under forbehandling samt biogaspotentialer ændrer rangordningen, så bioforgasning bliver mere attraktivt end forbrænding. Dette gælder dog kun for enfamiliehuse og ikke for etageboliger.

Scenarier

Der er i analysen opstillet fem scenarier for den fremtidige håndtering af organisk dagrenovation. Disse er opstillet med forskellige kombinationer af de tre behandlingsmetoder – forbrænding, bioforgasning og central kompostering – med baggrund i målene i Affald 21 og justeret efter nyeste data, jf. kapitel 3. Der regnes i analysen dels på de tre behandlingsmetoder hver for sig og dels på kombinationer heraf i de opstillede fem scenarier, jf. tabel 1.1.

Tabel 1.1.Scenarier. tons pr. år

	Scenario 1, Reference- Scenario	Scenario 2, Målsætning 2004, Bioforgasning	Scenario 3, Målsætning "lang sigt", bioforgasning	Scenario 4, Målsætning 2004, Central kompostering	Scenario 5, Målsætning "lang sigt" central kompostering
Forbrænding	654.000	570.000	370.000	570.000	370.000
Bioforgasning	14.000	100.000	300.000	30.000	30.000
Central kompostering	32.000	30.000	30.000	100.000	300.000
Organisk dagrenovation i alt	700.000	700.000	700.000	700.000	700.000

Analysen fokuserer kun på den organiske affaldsfraktion. Både ved indsamling og behandling håndteres den organiske affaldsfraktion sammen med andre affaldsfraktioner, og omkostninger og indtægter er forsøgt opgjort specifikt for den organiske dagrenovationsdel.

Data for miljøeffekter stammer fra en livscyklusanalyse (LCA) ved brug af den svenske ORWARE-model. Miljøkonsekvenserne i ORWARE-analysen er ligeledes specifikt opgjort for den organiske dagrenovationsdel.

Indsamling af organisk dagrenovation

Genanvendelse kræver, at organisk dagrenovation skal indsamles separat fra det øvrige affald (restaffaldet). Til brug for analysen er der derfor - udover udelt indsamling - opstillet tre indsamlingsmetoder for todelt indsamling. Disse bygger på resultaterne fra fuldskalaforsøgene i henholdsvis Aalborg, København-Frederiksberg samt Århus². Det skal dog understreges, at omkostningerne brugt i analysen ikke stammer direkte fra forsøgsordningerne. På baggrund af forsøgsordningerne, er det i nogle tilfælde vurderet, hvad et opskaleret og mere "skrabet" system ville koste.

² Miljøstyrelsen (2003a), Miljøstyrelsen (2003b) og Miljøstyrelsen (2003c)

På baggrund af erfaringerne fra fuldskalforsøgene³ er der foretaget et skøn over mængden af organisk affald, mængden af restaffald og totale mængder affald fra husholdninger fordelt på henholdsvis enfamilie- og etageboliger. Den samlede mængde affald er fastsat til 9,9 kg/husstand/uge for enfamilieboliger, mens den for etageboliger er noget mindre: 8,0 kg/uge. Dette hænger sammen med, at husstande i etageboliger ofte er mindre end i enfamilieboliger. Ca. 50 pct. af det indsamlede affald er organisk dagrenovation. Heraf antages i analysen, at 69 pct. fra enfamilieboliger og 44 pct. fra etageejendomme kan indsamles, i gennemsnit ca. 60 pct.

I det endelige skøn for den indsamlede mængde organisk affald indgår erfaringerne fra Århus med større vægt. Det skyldes, at fuldskalaforsøget i Århus kommune dækker et meget stort antal husstande og har data for en længere periode sammenlignet med de øvrige fuldskalaforsøg. På denne baggrund er skønnet fastsat til 4,0 kg indsamlet organisk dagrenovation pr. uge pr. husstand for enfamilieboliger og 1,8 kg indsamlet organisk dagrenovation pr. uge pr. husstand for etageboliger.

Budgetøkonomisk analyse

I den budgetøkonomiske analyse ses på konsekvenserne for de enkelte affaldsbehandlere ved en ændret affaldshåndtering. Der tages udgangspunkt i de faktiske priser, som affaldsbehandlerne står over for, dvs. tilskud og afgifter medtages. Miljøeffekter indgår ikke.

I den budgetøkonomiske analyse er de direkte økonomiske konsekvenser af at indføre todelt indsamling af dagrenovation med efterfølgende forbehandling og bioforgasning eller central kompostering af den organiske dagrenovation opstillet. Ekstra udgifter til etablering og drift af et todelt indsamlingssystem er udelukkende tilskrevet den organiske fraktion, således at indsamlingsprisen pr. tons for restaffaldet holdes konstant.

I de tre fuldskalaforsøg baserer det todelt system sig på 14-dages indsamling af organisk affald og restaffald for enfamilieboliger⁴. Dette er en serviceforringelse i forhold til referencesystemet (udelt indsamling), der har ugeindsamling. Det er dog valgt at se bort herfra og anvende de opgivne data fra kommunerne.

Forbehandling af den indsamlede organiske dagrenovation er en forudsætning for succesfuld genanvendelse i biogasanlæg og komposteringsanlæg. Der er taget udgangspunkt i et projekteret anlæg med skrueseparator. Omkostningerne til for- og efterbehandling ved central kompostering baserer sig på et skøn på baggrund af norske erfaringer.

Det antages, at der ved forbehandlingen frasorteres en rejktedel til forbrænding på 35 pct. ved bioforgasning og 15 pct. ved kompostering.

I den budgetøkonomiske analyse er der opstillet omkostninger ved de tre behandlingsformer bioforgasning, central kompostering og forbrænding.

³ Samt Miljøstyrelsen (2003d)

⁴ I Aalborg indsamles restaffaldet og det organiske affald skiftevis hver uge. I København og Frederiksberg indsamles restaffaldet hver uge.

Borgerne skal pr. tons indsamlet organisk affald betale mindst ca. 300 kr. mere for enfamilieboliger og mindst ca. 700 kr. mere for etageboliger for at få genanvendt det organiske affald ved bioforgasning eller central kompostering sammenlignet med forbrænding, jf. tabel 1.2. Dette svarer årligt til en merudgift på mindst 56 kr./husstand for enfamilieboliger og 64 kr./husstand for etageejendomme.

Tabel 1.2 Budgetøkonomiske omkostninger ved forbrænding, bioforgasning og central kompostering af 1 tons organisk dagrenovation. Kr. pr. tons indsamlet organisk dagrenovation.

	Forbrænding		Bioforgasning		Central kompostering	
	Enfamilie	Etage	Enfamilie	Etage	Enfamilie	Etage
Indsamling i alt	1002	473	1754-3415	1640-1830	1754-3415	1640-1830
Behandling i alt	966		520		484	
Samlede budgetøkonomiske omkostninger	1968	1438	2274-3934	2160-2350	2238-3899	2134-2268
Forskel i forhold til forbrænding	-	-	306-1966	722-911	270-1931	686-876

Behandlingsomkostningerne dækker forbehandling og behandling inklusiv forbrænding af rejekt for biogas og central kompostering, hvor der antages henholdsvis 35 pct. og 15 pct. rejekt.

Etableringen af todelt indsamling er et væsentligt fordyrende element i bioforgasnings- og komposteringsalternativerne, jf. tabel 1.2. Her er dog ikke taget højde for de miljømæssige effekter. Disse inkluderes i den velfærdsøkonomiske analyse.

Vel færdsøkonomi for behandlingsalternativerne

I den velfærdsøkonomiske analyse behandles konsekvenserne for hele samfundet under ét. Det er opgjort, hvorledes en ændret affaldshåndtering vil påvirke ressourceforbruget og miljøet for hele samfundet. Afgifter og tilskud, som i princippet blot fungerer som omfordelinger i samfundet, medtages ikke. Endvidere regnes der bl.a. i forbrugerpriser og bruges en anden diskonteringsrente end i den budgetøkonomiske analyse, jf. kap. 7. Miljøkonsekvenserne er prissat i det omfang, det er muligt.

Sammenlignes de velfærdsøkonomiske omkostninger for udelt indsamling og forbrænding med todelt indsamling med genanvendelse er det ca. 600-1.200 kr. dyrere pr. tons indsamlet organisk affald for samfundet at genanvende ved bioforgasning og ca. 700-1.300 kr. pr. tons dyrere ved central kompostering, jf. tabel 1.3.

Tabel 1.3 Velfærdsøkonomiske konsekvenser ved forbrænding, bioforgasning og central kompostering af 1 tons organisk dagrenovation. Kr. pr. tons indsamlet affald

	Forbrænding		Bioforgasning		Central kompostering	
	Enfamilie	Etage	Enfamilie	Etage	Enfamilie	Etage
Indsamling i alt	1201	566	2063	2037	2063	2037
Behandling i alt	1060		794		585	
Miljøkonsekvenser i alt	132		202		93	
Samlede velfærdsøkonomiske omkostninger	2392	1758	3058	3033	2740	2715
Slutprodukter						
El	154 kwh		255 kwh		23 kwh	
Varme	730kwh		579 kwh		110 kwh	
Gødning						
N (kvælstof)	0		3,63 kg		2,48 kg	
P (fosfor)	0		0,67 kg		0,97 kg	
K (Kalium)	0		1,65 kg		2,37 kg	
Værdi af produkter fra affaldsbehandlingen	464		549		113	
Samlede velfærdsøkonomiske nettomkostninger	1928	1294	2509	2484	2627	2602
Ændring i forhold til forbrænding			581	1190	699	1308
Øvrige miljøkonsekvenser (tungmetaller i fast form)	Kg/tons affald					
Bly (Pb), (so)	i.o.		0,00178		0,00255	
Cadmium (Cd), (so)	i.o.		2,31E-05		3,32E-05	
Kviksølv (Hg), (so)	i.o.		4,97E-06		7,14E-06	
Kobber (Cu), (so)	i.o.		0,00604		0,00867	
Crom (Cr), (so)	i.o.		0,00178		0,00255	
Nikkel (Ni), (so)	i.o.		0,00124		0,00179	
Zink (Zn), (so)	i.o.		0,0142		0,0204	

i.o. ikke opgjort i livscyklusanalysen (tungmetal i slaggen)

Indsamlingen af dagrenovationen i et todelt system indebærer en markant fordyrelse af håndteringen. Behandlingen ved bioforgasning og central kompostering er omvendt væsentlig billigere sammenlignet med forbrænding, jf. tabel 1.3, men ikke tilstrækkeligt til at opveje de høje indsamlingsomkostninger.

Værdien af de prissatte miljøkonsekvenser udgør en relativ beskedent del (under 10 pct.) af de samlede omkostninger ved de 3 behandlingsmetoder.

Produkterne fra affaldsbehandlingen (el, varme og gødning) er værdisat med den velfærdsøkonomiske pris, som er markedsprisen på produkterne tillagt værdien af de sparede miljøkonsekvenser ved alternativ produktion. For f.eks. bioforgasning, hvor der både produceres gødning, el og varme, opgøres værdien således som markedsprisen på hhv. handelsgødning, el og varme tillagt værdien af de sparede miljøkonsekvenser ved den alternative produktion af disse produkter.

Værdien af produktionen for et tons indsamlet organisk affald er hhv. 464 kr./tons for forbrænding, 549 kr./tons for bioforgasning og 113 kr./tons for central kompostering.

Stort set samtlige de miljøeffekter, som det har været muligt at kvantificere i livscyklusanalysen, er prissat. Såvel emissioner til luft som udledninger af tungmetaller til luft og vand er prissat. Tungmetaller i fast form har det dog ikke været muligt at værdisætte. Stort set alle miljøeffekter finder sted i Danmark, undtagen visse af miljøeffekterne fra den kompensere/supplerende gødnings- og elproduktion, som både kan finde sted i Danmark og i udlandet⁵. Det er valgt at medtage alle miljøeffekter opgjort i livscyklusanalysen, selv om de potentielt set kunne finde sted i udlandet.⁶

Værdisætningen er forbundet med store usikkerheder. Bl.a er estimerne for tungmetaller taget fra et norsk studie⁷, hvilket kan være problematisk at overføre til danske forhold. Derfor skal værdisætningen anses som et overslag over størrelsesordenen af miljøkonsekvenserne.

Der er nogle fordele ved genanvendelse, som det ikke har været muligt at kvantificere og dermed heller ikke prissætte. Dette skyldes bl.a., at størrelsesordenen af effekterne er usikker. Det gælder f.eks. forbedret jordstruktur og vandbindingsevne, reduceret behov for pesticidanvendelse og eventuel forbedret slagge kvalitet fra forbrændingen af restaffaldet. Det kan dog konstateres, at de forøgede omkostninger ved todelt indsamling er så store i forhold til de værdisatte miljøeffekter, at værdien af de ikke-prissatte miljøeffekter derfor skal være overordentlig stor for at forrykke resultatet.

Vel færdsøkonomi for scenarier

På baggrund af de tre behandlingsmetoder er opstillet de fem scenarier og de samlede omkostninger og fordele er opgjort, jf. tabel 1.4. Referencescenariet definerer den basisproduktion, som findes i samfundet i dag. I de scenarier, hvor der f.eks. produceres mindre el og varme end i referencesituationen, tilføres omkostningerne og miljøkonsekvenserne ved supplerende produktion af el og varme. Ligeledes fratrækkes der omkostninger og miljøkonsekvenser ved handelsgødningsproduktion i de tilfælde, hvor affaldsbehandlingen fører til en større gødningsproduktion. Herved sikres, at der i alle scenarierne er den samme produktion af el, varme og gødning som i referencescenariet. Dette bygger på en forudsætning om, at den nuværende produktion antages at være den nødvendige for samfundet.

⁵ De miljøeffekter der hidrører fra brydningen af fosfor vil dog altid finde sted i udlandet.

⁶ Normalt anlægges et nationalt perspektiv i en velfærdsøkonomisk analyse, jf. kap. 4, men da miljøeffekterne i udlandet i denne analyse anses for at være marginale i forhold til de indenlandske, er de ikke fratrukket.

⁷ ECON(2000)

Tabel 1.4 Velfærdsøkonomiske konsekvenser i de 5 scenarier for den fremtidige håndtering af organisk dagrenovation

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5
Samlede omkostninger, mill. kr.	1529	1606	1788	1585	1706
Samlet produktion					
• El	378 TJ	410 TJ	483 TJ	351 TJ	257 TJ
• Varme	1761 TJ	1719 TJ	1610 TJ	1600 TJ	1153 TJ
• N (kvælstof)	130 ton	437 ton	1162 ton	357 ton	854 ton
• P (fosfor)	40 ton	97 ton	231 ton	117 ton	311 ton
• K (Kalium)	99 ton	236 ton	566 ton	287 ton	761 ton
I alt omkostninger og miljøkonsekvenser fra den kompenserende/supplerende produktion, mill.kr.		-8,0	-25,2	22,7	92,8
Omkostninger i alt for scenariet, mill.kr.	1529	1598	1763	1608	1798
Meromkostning i forhold til Scenario 1, mill.kr.	-	69	234	79	269

De samlede velfærdsøkonomiske meromkostninger ved at indføre Affald 21s langsigtede mål med bioforgasning af 300.000 tons indsamlet organisk dagrenovation (scenario 3) er ca. 230 mill. kr. årligt, jf. tabel 1.4. En tilsvarende udbygning af central kompostering (scenario 5) vil årligt indebære ca. 270 mill. kr. Affald 21s mål for bioforgasning i 2004 (scenario 2) vil årligt koste i størrelsesordenen 70 mill. kr. ekstra i forhold til den nuværende håndtering af det organiske affald, hvorimod en udbygning med central kompostering (scenario 4) vil koste ca. 80 mill. kr. ekstra årligt.

Følsomhedsanalyser

Følsomhedsanalyser udføres på de enkelte behandlingsalternativer (forbrænding, bioforgasning og central kompostering) og ikke på scenarierne, da det er de enkelte behandlingsalternativers følsomhed overfor ændringer, der er det afgørende. Der analyseres dels for betydningen af ændringer i enkelte forudsætninger, og dels på et "optimistisk case for genanvendelse" og et "pessimistisk case for genanvendelse", hvor flere forudsætninger ændres samtidig. Mht. indsamlingsomkostninger beregnes en "break-even"-omkostning, dvs. hvad indsamlingsomkostningerne maksimalt må være, for at bioforgasning og central kompostering bliver lige så samfundsøkonomisk attraktivt som forbrænding, når der ikke ændres på de øvrige forudsætninger.

Der er udført en lang række følsomhedsanalyser, som fremgår af tabel 1.5. Figur 1.1 viser resultatet af et udvalg af følsomhedsanalyserne.

Tabel 1.5 Udførte følsomhedsanalyser

• Break-even omkostning på indsamling	• Højere varmepris
• Mindre rejktmængde	• Kun afsætning af 50% af varmen fra forbrændingsanlægget
• Større indsamlet mængde af organisk affald.	• Højere (6 pct.) og lavere (1 pct.) kalkulationsrente
• Lavere indsamlet mængde organisk affald	• Skatteforvridningstab medtages
• Øget biogaspotentiale	• Uden allerede afholdte investeringer
• Ændring af priser på miljøkonsekvenser	• 6 pct. kalkulationsrente, med skatteforvridningstab og uden allerede afholdte investeringer
• Medtagelse af kulstoflager i jorden	• "Optimistisk case for genanvendelse"
• Ingen genanvendelse af slaggeren fra forbrænding	• "Pessimistisk case for genanvendelse"

Sammenfatning om følsomhedsanalyserne

Break-even omkostningerne for todelt indsamling er opgjort ved at beregne, hvor meget de årlige indsamlingsomkostninger skal reduceres i den velfærdsøkonomiske analyse, for at hhv. bioforgasning og central kompostering bliver lige så attraktivt samfundsøkonomisk som forbrænding. Dette er omregnet til, hvad meromkostningen må være pr. husstand i budgetøkonomiske priser.

I basisanalysen er meromkostningen for todelt indsamling - beregnet på baggrund af fuldskalaforsøgene - hhv. ca. 150 kr./husstand pr. år for enfamilieboliger og ca. 110 kr./husstand pr. år for etageejendomme. Meromkostningen for todelt indsamling skal ned under 50 kr./husstand pr. år for enfamilieboliger og under 20 kr./husstand pr. år for etageejendomme, for at bioforgasning bliver mere attraktiv end forbrænding, når der ikke ændres på andre forudsætninger. For central kompostering skal meromkostningen helt ned under hhv. 30 kr./husstand pr. år og 10 kr./husstand pr. år.

Det betyder, at meromkostningen pr. husstand skal reduceres med ca. 2/3 for enfamilieboliger og med 5/6 for etageejendomme i forhold til basisanalysens forudsætninger for at ændre rangordenen til fordel for genanvendelse.

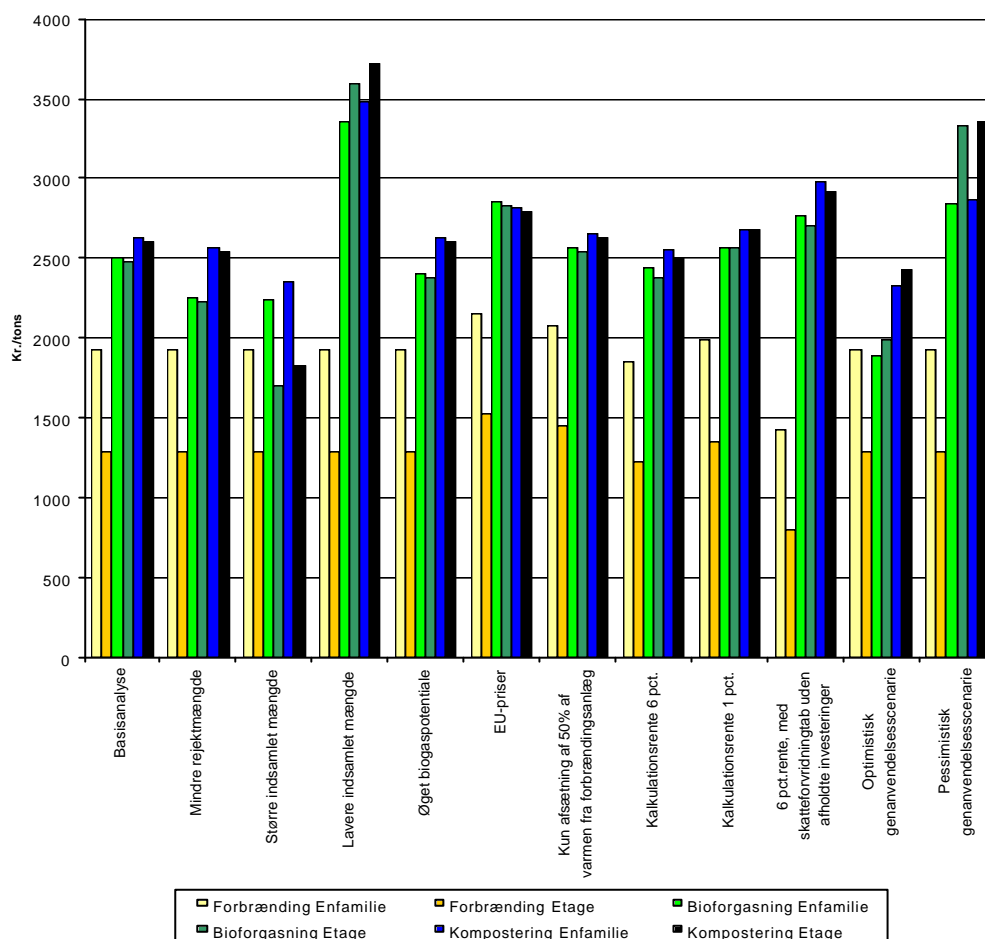
Kommunerne i AFAV-området⁸ har oplyst en årlig meromkostning til indsamling af organisk affald på 57 – 74 kr./husstand for enfamilieboliger. AFAV skønner, at meromkostningen for etageejendomme er ca. 10 kr. lavere pr. husstand. Disse omkostninger er dog ikke fuldt sammenlignelige med meromkostningerne i denne analyse, bl.a. er de ikke opgjort med samme diskonteringsrente, ligesom der kan være andre forskelle. Desuden indsamles restaffaldet og det organiske affald skiftevis hver uge, dvs. hver fraktion indsamles hver 14. dag. Dette er en serviceforringelse i forhold til udelt indsamling i denne analyse, hvor der antages ugeindsamling.

⁸ Frederikssund, Helsingø, Hundested, Jægerspris, Slangerup, Stenløse og Ølstykke.

Grindsted kommune oplyser en årlig meromkostning på 402 kr./tons organisk affald. Dette kan omregnes til en meromkostning pr. husstand på 84 kr. under antagelse af udelukkende enfamilieboliger.

Disse oplyste meromkostninger er således ikke lave nok til at ændre rangordenen mellem alternativerne. Forbrænding er under antagelse af de oplyste meromkostninger stadig den samfundsøkonomisk mest attraktive løsning.

Figur 1.1 Udvalgte følsomhedsanalyser



Følsomhedsanalyserne, hvor der ændres på enkelte forudsætninger, ændrer gennemgående ikke på rangordenen mellem de forskellige behandlingsalternativer, jf. figur 1.1, hvor udvalgte følsomhedsanalyser er vist. En enkelt undtagelse er dog brug af EU-priser på miljøkonsekvenserne, som gør central kompostering lidt mere attraktivt end bioforgasning. Dette skyldes en væsentligt højere pris på NO_x end i basisscenariet. Forbrænding vedbliver dog klart at være det bedste alternativ.

Et ”optimistisk genanvendelsesscenarie” med de mest optimistiske forudsætninger om den indsamlede mængde, rejktmængde og biogaspotentialer bevirker, at bioforgasning bliver lidt mere attraktivt end forbrænding. Dette gælder dog kun for enfamilieboliger og ikke for etageboliger. På baggrund af erfaringerne fra de tre fuldskalaforsøg vurderes

det, at disse forudsætninger måske kan være realistiske i nogle lokalområder, men ikke vil være det for Danmark generelt.

På denne baggrund må det konkluderes, at rangordningen mellem behandlingsalternativerne er robust. Forbrænding er den mest attraktive løsning, efterfulgt af bioforgasning, mens central kompostering er den dyreste løsning for samfundet.

Andre undersøgelser af genanvendelse af organisk dagrenovation, herunder udenlandske

I 1999 blev gennemført en dansk analyse af genanvendelse af organisk affald, der bygger på tidligere rapporter og anvender tal fra 1997⁹. Denne analyse er ikke en samfundsøkonomisk analyse, men en budgetøkonomisk analyse, der opgør hvad genanvendelse vil betyde for renovationsgebyret sammenholdt med en vurdering af miljøkonsekvenserne opgjort i fysiske mængder.

Analysen opgør meromkostningerne ved genanvendelse for den enkelte husstand. Indsamlingen foregår i et to-beholder system, og der indsamles hver 14. dag. Meromkostningerne ved todelt indsamling med efterfølgende behandling udgør 37 kr. pr. husstand årligt for enfamilieboliger og 52 kr. pr. husstand årligt for etageboliger (1997-priser)¹⁰. De tilsvarende omkostninger i nærværende analyse er 56 kr. for enfamilieboliger og 64 kr. for etageboliger (2001-priser). Der er således ikke den helt store forskel mellem de to analysers meromkostninger. Dog indeholder nærværende analyse en langt større besparelse for behandlingen (dvs. bioforgasning og central kompostering) i forhold til forbrænding, hvorimod indsamlingsomkostningerne er højere sammenlignet med analysen fra 1999.

Analysen finder, at de miljømæssige fordele ved bioforgasning er relativt beskedne, ikke mindst på grund af emissionerne af CH₄ fra biogasmotoren. Dog vil gødningsvæske fra bioforgasningen kunne substituere handelsgødning.

Analysen opererer med en række scenarier for øget genanvendelse af organisk affald, der indeholder forskellige kombinationer af hjemmekompostering og to-delt indsamling til bioforgasning og kompostering på større anlæg. Moderat udbygning indebærer således en fordobling af antal husstande med todelt indsamling samt en væsentlig forøgelse af antal husstande med hjemmekompostering. Analysen konkluderer, at scenarier med moderat udbygning resulterer i en økonomisk besparelse. Årsagen hertil er den kraftige udvidelse af hjemmekompostering, der indebærer en besparelse på indsamling, idet indsamlingsfrekvensen for restaffaldet halveres.

Der findes også en analyse af bioforgasning af organisk dagrenovation fra 1998¹¹. Dette er ligeledes en budgetøkonomisk analyse, hvor miljøeffekterne ikke er værdisat, men kun opgjort kvantitativt. Analysen finder, at bioforgasning er miljømæssigt bedre end forbrænding og central kompostering. Analysen konkluderer, at genanvendelse ved bioforgasning

⁹ Jf. Miljøstyrelsen (1997a), Miljøstyrelsen (1997b) og Miljøstyrelsen (1999).

¹⁰ Rapporten opererer med 5 boligtyper: enfamilie, landområder, tæt-lav-bebyggelse, etageboliger uden skakt og etageboliger med skakt. De angivne omkostninger er for enfamilieboliger og etageboliger uden skakt.

¹¹ Jf. Miljøstyrelsen (1998).

betyder en meromkostning i forhold til forbrænding på ca. 200 kr. pr. tons, svarende til ca. 40 kr. pr. husstand. Heraf udgør meromkostning for indsamling ca. 500 kr. pr. tons (ca. 76 kr. pr. husstand pr. år), hvorimod der er en besparelse ved selve behandlingen.

Lignende økonomiske resultater findes i nærværende analyse, dog er meromkostningerne ved den todelte indsamling højere, ligesom besparelsen ved behandlingen er større. Samlet set stemmer resultatet i nærværende analyse på 56 kr. i ekstraomkostninger pr. husstand for enfamilieboliger og 64 kr. for etageboliger nogenlunde overens med resultatet i ovenstående analyse fra 1998.

EU-kommissionen har i 2002 udarbejdet en samfundsøkonomisk analyse af organisk husholdningsaffald¹². Analysen sammenligner omkostninger og værdien af miljøeffekter for deponering, forbrænding, bioforgasning og central kompostering af organisk husholdningsaffald.

EU-kommissionens analyse konkluderer, at samfundsøkonomisk er såvel central kompostering som bioforgasning bedre end forbrænding.

Dette er i modstrid med konklusionerne i denne analyse. Forskellen skyldes især andre indsamlingsomkostninger. EU-kommissionens analyse skønner, at meromkostningerne ved todelte indsamling i forhold til udelt indsamling er 0-15 EURO pr. tons organisk husholdningsaffald. I denne undersøgelse er meromkostningerne ved todelte indsamling væsentlig større, nemlig ca. 100 EURO pr. tons organisk affald for enfamilieboliger og ca. 150-200 EURO pr. tons organisk affald for etageboliger.

Naturvårdsverket i Sverige har oplyst, at der i Sverige regnes med en merpris ved separat indsamling af organisk dagrenovation på lidt mere end 100 EURO pr. tons¹³. Desuden har Chalmers Institute i Stockholm vist at, fordelene ved genanvendelse af organiske dagrenovation bliver mere end opvejet af de høje omkostninger. Derfor bør organisk dagrenovation forbrændes med energiudnyttelse.¹⁴

Der er endvidere kendskab til forskellige analyser af organisk dagrenovation i Sverige. Der er dog tale om miljøvurderinger baseret på livscyklusanalyser og ikke samfundsøkonomiske analyser. Konklusionerne på disse miljøvurderinger er, at der ikke kan identificeres miljøfordele ved bioforgasning fremfor forbrænding, hvorimod central kompostering miljømæssigt er dårligere end forbrænding og bioforgasning. Dette svarer stort set til konklusionerne fra livscyklusanalysen fra ORWARE-modellen, som danner input til Miljøstyrelsens samfundsøkonomiske analyse.

I Norge er der udarbejdet en analyse af værdien af miljøomkostningerne ved forskellige behandlingsformer. Konklusionerne heraf afhænger af den anvendte teknologi ved bl.a. forbrændingsanlæggene. Der arbejdes i Norge på at sammenstille værdien af miljøkonsekvenserne med omkostningerne ved de forskellige behandlingsformer.

¹² Jf. EU-kommissionen (2002).

¹³ Jf. Lundeberg, Simon (2003).

¹⁴ Jf. Environment Daily, d. 10. feb. 2003.

Fødevareøkonomisk Institut¹⁵ har udarbejdet en samfundsøkonomisk analyse af bioforgasning. Analysen baserer sig på organisk industriaffald og omhandler kun selve behandlingen og ikke indsamlingen. Analysen konkluderer, at selve behandlingsmetoden bioforgasning samfundsøkonomisk er billigere end forbrænding. Dette er i overensstemmelse med resultaterne i denne analyse.

¹⁵ Jf. Nielsen, L.H. m. fl. (2002).

Summary and conclusions

The Danish Environmental Protection Agency has carried out a cost benefit analysis of the consequences of increasing recycling of organic household waste. In the cost benefit analysis both the economic consequences for the affected parties and the welfare-economic consequences for the society as a whole have been investigated. In the welfare-economic analysis the value of the environmental effects has been included

The analysis shows that it is more expensive for the society to recycle organic household waste by anaerobic digestion or central composting than by incineration. Incineration is the cheapest solution for the society, while central composting is the most expensive.

The total welfare-economic additional cost, compared to present treatment, of recycling about half of the organic household waste, equal to 300,000 tonnes, by anaerobic digestion is DKK 230 mill. per year. The additional cost of recycling 300,000 tons by central composting is DKK 270 mill. per year.

Anaerobic digestion of 100,000 tonnes will imply additional costs in the order of DKK 70 mill. per year, whereas central composting of 100,000 tonnes will lead to additional cost of close to DKK 80 mill. per year.

Furthermore, technical studies have shown that there are only small environmental benefits connected with anaerobic digestion of organic household waste compared with incineration of the waste.

Almost all of the environmental effects, that have been quantified, have also been valued and they have been included in the welfare-economic analysis. The analysis shows that the value of the environmental effects only accounts for 5 – 10 per cent of the net cost.

In addition, there are a number of positive environmental effects connected with recycling, but it has not been possible to include in the analysis, e.g. improved soil quality, less use of pesticides, and a better quality of the slag. It is assessed that the inclusion of these effects would not affect the results of the analysis.

The primary reason for recycling being more expensive than incineration is the necessary, but cost-intensive, dual collection of the household waste. Treatment itself is cheaper for recycling compared to incinerating.

In the analysis the extra cost of the dual collection is calculated on the basis of full-scale experiments/tests in several municipalities. The extra cost is about DKK 150 per household per year for single family houses and about DKK 110 per household per year for apartments. The extra cost must be below DKK 50 per household per year for single family houses and below DKK 20 per household per year for apartments in order to make anaerobic digestion more attractive than incineration. For central composting the corresponding

costs should be below DKK 30 per household for single family houses and below DKK 10 per household for apartments.

The extra cost should therefore be reduced by $2/3$ for single family houses and by $5/6$ for apartments, under the assumptions in the analysis, in order to change the conclusions.

Sensitivity analyses show that the conclusions are not sensitive to changes in the assumptions of the analysis. This means that the ranking of the three alternatives – incineration, anaerobic digestion and composting – seems rather stable and not very sensitive to changes. Only a so-called optimistic recycling scenario, based on the most optimistic technical assumptions, is able to change the ranking of recycling and incineration, but this only applies for single family houses, and not for apartments.

2 Den danske affaldsmodel

2.1 Organisering, finansiering og lovgivning

Affaldsreguleringen i EU er karakteriseret ved et tæt samspil mellem EU-regulering og national regulering. EU-reguleringen fastlægger de overordnede rammer og principper. Selve organiseringen og den faktiske implementering til national lovgivning er derimod en opgave for de nationale myndigheder.

Den væsentligste EU-retsakt er det såkaldte Affaldsrammedirektiv¹⁶, som fastslår en række grundlæggende begreber på affaldsområdet og fastslår principperne for en miljømæssig forsvarlig håndtering af affald.

Direktivet definerer et behandlingshierarki for affald – affaldshierarkiet - hvor affaldsforebyggelse prioriteres fremfor nyttiggørelse (dækker i Affaldsrammedirektivet både over genanvendelse og forbrænding med energiudnyttelse), der igen prioriteres fremfor deponering. Det er dette hierarki, hvor genanvendelse er bedre end forbrænding med energiudnyttelse, som er grundlaget for affaldshierarkiet i Danmark. Et af de væsentlige principper, som direktivet fastlægger, er ”princippet om at forureneren betaler”, dvs. at omkostningerne ved håndtering af affald skal afholdes af indehaveren (dvs. den der skaber affaldet) og/eller de tidligere indehavere.

Affaldsområdet er i Danmark reguleret i Miljøbeskyttelsesloven og Affaldsbekendtgørelsen, som bl.a. implementerer Affaldsrammedirektivet. Genanvendelse af organisk affald til jordbrugsformål er reguleret i Slambekendtgørelsen. I loven er det anført, at det er kommunalbestyrelsen, der forestår håndteringen af affald. Kommunen er således ansvarlig for håndteringen af det affald, der bliver produceret i den pågældende kommune. Det er også fastlagt, at kommunen skal udarbejde affaldsplaner med hhv. et 4-årigt og et 12-årigt sigte. Reguleringen giver dog store muligheder for lokal selvbestemmelse, hvorfor affaldshåndteringen varierer imellem kommunerne.

Håndteringen af affaldet består af en indsamlingsdel, en behandlingsdel (genanvendelse, forbrænding eller deponering) og eventuelt deponering af restprodukt. I de tilfælde, hvor kommunerne forestår opgaveløsningen, har de som oftest udliciteret indsamlingsdelen. Genanvendelse af affald foregår typisk i privat regi, hvorimod forbrænding af affald oftest foretages af et kommunalt/fælleskommunalt selskab. Deponeringsanlæg må som hovedregel kun ejes af det offentlige. Affaldshåndteringen er reguleret efter hvile-i-sig-selv princippet, således at kommunerne opkræver deres faktiske omkostninger i forbindelse med affaldshåndteringen gennem gebyrer.

Derudover har staten i affaldsafgiftsloven fastsat en differentieret affaldsafgift som et økonomisk virkemiddel til at fremme målsætningerne på affaldsområdet. Det er således dyrest at deponere affald, billigere at forbrænde det og afgiftsfrit at genanvende affaldet. Affaldsafgiften opkræves ved behandlingsanlæggene.

¹⁶ Direktiv 75/442/EØF om affald, ændret i direktiv 91/156/EØF

2.2 Mål i affald 21

Fra 1. januar 1997 har det ikke været tilladt at deponere forbrændingsegnet affald, herunder organisk dagrenovation¹⁷, og i dag forbrændes langt størstedelen af den organiske dagrenovation med energiproduktion til følge, mens kun en mindre del genanvendes ved bioforgasning eller central kompostering.

I 1994 udgjorde den samlede dagrenovationsmængde 1.662.000 tons¹⁸, og denne mængde har været omtrent konstant siden dette år. I 2000 var mængden af dagrenovation således 1.676.000 tons. I denne analyse antages således en konstant mængde organisk og samlet dagrenovation over tid.

Den samlede mængde organisk affald vurderes at udgøre 40-45 pct. af dagrenovationen, dvs. ca. 700.000 tons, hvilket er udgangspunktet for målene i Affald 21.

Det er i Affald 21 målet at øge genanvendelsen af organisk dagrenovation, således at den kommer op på 150.000 tons i 2004. Heraf er det målet, at ca. 100.000 tons skal genanvendes ved bioforgasning. På længere sigt er målet at genanvende 20-25 pct. af den samlede mængde dagrenovation, hvilket svarer til ca. 50 pct. af den organiske dagrenovation. Under antagelse om, at den samlede mængde dagrenovation ikke ændres, svarer dette til ca. 350.000 tons.

2.3 Opstilling af scenarier

Der opstilles i analysen fem scenarier med forskellige kombinationer af de tre behandlingsmetoder – forbrænding, bioforgasning og central kompostering – med baggrund i målene i Affald 21, jf. tabel 2.1. Scenarierne er dog justeret i forhold til den aktuelle udvikling. I alle scenarier antages den organiske del af dagrenovationen at udgøre 700.000 tons. Mængden af organisk dagrenovation, der hjemmekomposteres, holdes uden for denne analyse.

Tabel 2.1.Scenarier. tons pr. år

	Scenario 1, Reference- Scenario	Scenario 2, Målsætning 2004, Bioforgasning	Scenario 3, Målsætning "lang sigt", bioforgasning	Scenario 4, Målsætning 2004, central kompostering	Scenario 5, Målsætning "lang sigt" central kompostering
Forbrænding	654.000	570.000	370.000	570.000	370.000
Bioforgasning	14.000	100.000	300.000	30.000	30.000
Central kompostering	32.000	30.000	30.000	100.000	300.000
Organisk dagrenovation i alt	700.000	700.000	700.000	700.000	700.000

I referencescenariet (scenario 1) forbrændes ca. 654.000 tons af den organiske dagrenovation, 14.000 tons bioforgasses og 32.000 tons komposteres centralt. Mængden af affald, der bioforgasses og komposteres i referencescenariet, er et skøn over mængderne i 2002.

¹⁷ Dette forbud gælder dog ikke for øer, som ikke har landfast forbindelse til et forbrændingsanlæg. Deponeringsdelen af dagrenovation udgjorde i 2000 5 pct. (Affaldsstatistik 2000, 2001).

¹⁸ Dagrenovation udgør sammen med aviser og glas indsamlet til genanvendelse, storskrald og haveaffald den samlede mængde husholdningsaffald.

Scenario 2 tager udgangspunkt i Affald 21s målsætning for 2004, men er justeret efter aktuelle data, så 130.000 tons organisk dagrenovation genanvendes. Heraf er det målet, at 100.000 tons skal genanvendes ved bioforgasning og 30.000 tons skal komposteres centralt.

Scenario 3 afspejler Affald 21s langsigtede målsætning om genanvendelse af 50 pct. af den organiske dagrenovation. I scenariet antages 300.000 tons at blive bioforgasset, mens komposteringsmængden fortsat forventes at blive 30.000 tons.

I scenario 4 og 5 er målet for genanvendelse det samme som i hhv. scenario 2 og 3, men genanvendelsen antages at ske ved central kompostering i stedet for ved bioforgasning.

3 Indsamlings- og behandlingsmetoder

3.1 Overordnet beskrivelse af affaldsbehandlingsmetoder

Organisk dagrenovation kan håndteres og bortskaffes/genanvendes på flere måder. I denne analyse vurderes forbrænding, central kompostering og bioforgasning, idet der ses bort fra deponering, der i fremtiden ikke bliver tilladt efter EU's deponeringsdirektiv. Deponering har væsentlige negative miljøkonsekvenser, og deponering af organisk dagrenovation har været forbudt i Danmark siden 1997.

De tre metoder til håndtering af organisk dagrenovation, der evalueres, er dels forbrænding med energiudnyttelse og dels genanvendelse gennem bioforgasning eller central kompostering. De helt overordnede forskelle mellem de tre metoder er

- Ved forbrænding kan det organiske affald indsamles med restaffaldet, mens der ved genanvendelse (både bioforgasning og central kompostering) skal oprettes separate indsamlingsordninger.
- Ved såvel forbrænding som bioforgasning vil en stor del af energiindholdet i det organiske affald blive udnyttet til el- og varmeproduktion, mens komposteringsprocessen er energikrævende.

Der analyseres på følgende alternative bortskaffelsesmetoder af organisk dagrenovation

- a) Forbrænding med energiudnyttelse
Indsamling og forbrænding med restaffaldet (det øvrige husholdningsaffald).
- b) Bioforgasning med energiudnyttelse
Indsamling separat eller i separate poser, der efterfølgende sorteres i optisk sorteringsanlæg. Det indsamlede organiske affald forbehandles i en rullsigte eller en skrueseparator.
- c) Central kompostering
Indsamling separat eller i separate poser, der efterfølgende sorteres i optisk sorteringsanlæg. Det indsamlede organiske dagrenovation for/efterbehandles ved neddeling og sigtning.

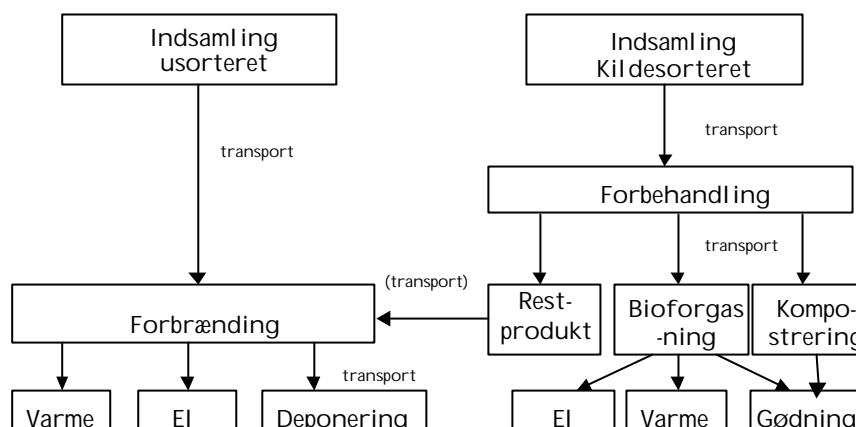
For en mere uddybende beskrivelse af forbehandling og bioforgasning henvises til rapporten "Samlerapport for projekter om bioforgasning af organisk dagrenovation gennemført 2000-2002"¹⁹ eller specifikke rapporter nævnt heri.

Restaffaldet i dagrenovationen vil under alle alternativer blive tilført affaldsforbrændingsanlæg. Udsortering af den organiske fraktion af

¹⁹ Miljøstyrelsen (2003f)

dagrenovationen vil medføre, at brændværdien for dagrenovation vil stige fra ca. 10-12 til 15-16 MJ/kg. Den direkte betydning af en ændret brændværdi i form af ændret el- og varmeproduktion indgår i analysen. Der er imidlertid derudover nogle sideeffekter ved forøgelsen af brændværdien, nemlig at den medfører en potentielt bedre energiudnyttelse og en renere forbrænding. Disse forhold er ikke inkluderet i denne analyse og vurderes ikke at medføre væsentlige ændringer i rapportens konklusioner

Figur 3.1 Flowdiagram over det organiske affald



3.2 Forbrænding med energiudnyttelse

Det organiske affald indsamles sammen med den øvrige dagrenovation. Det transporteres til forbrændingsanlægget, hvor det forbrændes med produktion af el og varme til følge. Affaldet fra forbrændingsanlægget (slagge, aske og røgningsprodukter) transporteres til deponering. Slaggerne fra affaldsforbrændingsanlæg bliver i et vist omfang genanvendt til bygge- og anlægsarbejder efter slaggebekendtgørelsens regler²⁰.

Den organiske del af dagrenovationen har generelt et højere vandindhold end den øvrige dagrenovation og derfor et væsentligt lavere energiindhold. Brændværdien pr. kg våd organisk dagrenovation er omkring 4,0 – 4,5 MJ/kg. Til sammenligning antages den samlede dagrenovation normalt at have en brændværdi på 10 - 12 MJ/kg.

Generelt forventes forbrænding af organisk dagrenovation ikke at give anledning til emission af væsentlige mængder problematiske stoffer, og disse vil hovedsageligt blive opfanget i røggasrensningen. Derimod kan indførelse af kildesorteringsordninger medvirke til at sætte fokus på, at problematiske fraktioner som batterier og elektronikskrot ikke må afhændes via dagrenovationen. Dette kan være medvirkende til at sikre en slagge kvalitet fra affaldsforbrændingen, der muliggør genanvendelse.

²⁰ Bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder

Gips fra røgningsningen vil ligeledes kunne genanvendes, mens røgningsprodukterne i øvrigt ikke kan genanvendes.

3.3 Forbehandling

Det organiske dagrenovation skal forbehandles inden videre behandling i biogasanlæg eller komposteringsanlæg. Det er generelt af procestekniske årsager nødvendigt med en grundigere forbehandling af affaldet inden en bioforgasningsproces end en komposteringsproces. Samtidigt er det vigtigt, at plast i videst muligt omfang fjernes, inden de biologiske processer går i gang. Dette sker for at hindre, at indholdet af plastblødgøren DEHP bliver for højt i biomassen.

Er den organiske dagrenovation indsamlet i papirposer og af høj renhed, kan forbehandlingen bestå af en neddeling og en magnetseparator, som f.eks. i Grindsted.

Dette vurderes dog ikke at være en tilstrækkelig forbehandling ved en større udbygning med biogasanlæg i Danmark.

For indsamlingssystemer i plastposer kræves en mere omfattende forbehandling. Til denne behandling er udviklet forskellige løsninger, der gennemgås kort nedenfor. For en mere detaljeret beskrivelse henvises til Miljøstyrelsen (2003h).

Forbehandlingen af organisk dagrenovation resulterer generelt i en biomassedel, der direkte kan anvendes i biogasanlæg eller komposteringsanlæg, og en rejektdel, der forbrændes i et affaldsforbrændingsanlæg. Rejektdelen, der forbrændes, har normalt et højere tørstofindhold og derfor en højere brændværdi end den organiske dagrenovation.

3.3.1 Skrueseparator

Affaldet køres igennem en skrueseparator, som fjerner plastposer og fejlsorteringer. Det består af en konisk snegl i et pressehus, som består af lameller, hvor den flydende del af affaldet kan presses igennem, mens faste bestanddele presses ud gennem en dyse. Foran skrueseparatoren er placeret en mikser, der neddeler affaldet. Fra mikseren føres affaldet med en snegl op til skrueseparatoren. Skrueseparatoren presser den bløde organiske del af affaldet ud, så det er egnet til bioforgasning. Tilbage bliver et restprodukt (rejekt) bestående af plastposer og andre materialer med fast struktur samt en del af det organiske materiale. Rejektdelen udgør typisk i størrelsesordenen 30-45 pct. Strukturen i den organiske fraktion er en flydende pulp. Derfor er skrueseparator ikke egnet til forbehandling til komposteringsanlæg.

Datagrundlaget for skrueseparatoren i denne analyse stammer fra forsøg på Vaarst-Fjellerad biogasanlæg ved Aalborg. Derudover findes en skrueseparator installeret på Noveren ved Holbæk, der behandler det kildesorterede affald fra Noverens medlemskommuner.

3.3.2 Rullesigte

Affaldet neddeles i en grovneddeler, og køres gennem en rullesigte, hvor den organiske fraktion frasisgtes. Inden indpumpning i et biogasanlæg kræves en findeling. I den organiske fraktion vil der være en del plaststykker, der kan give driftsproblemer i et biogasanlæg.

Datagrundlaget for rullesigten, der indgår i denne analyse, stammer fra rullesigten i Herning. Derudover findes bl.a. et rullesigteanlæg i Århus, der dog planlægges udskiftet med et skrueseparatoranlæg.

3.3.3 Stempelseparator

Affaldet transporteres direkte til et fødekammer for stempelseparatoren, hvorfra det føres til stempelkammeret. Stemplet presser under højt tryk det organiske materiale ud gennem huller eller spalter i kammeret, mens rejektet skubbes ud i enden. Systemet har været afprøvet som prototype på AFAV, men der foreligger ikke erfaringer, der muliggør inkludering af denne teknologi i nærværende undersøgelse.

3.3.4 For- og efterbehandling ved central kompostering

Ved central kompostering blandes den forbehandlede organiske dagrenovation med et strukturmateriale, der normalt er have/parkaffald eller halm. Forbehandling består af neddeling af have/parkaffald, åbning af plastposer med alu-skuffe, frasigtning af plastposer på 90 mm sold. Efterbehandling består af yderligere frasortering af plastposer på 10 mm sold.

3.4 Behandling

3.4.1 Bioforgasning

Biomassen fra forbehandlingsanlægget transporteres fra forbehandlingsanlægget, der typisk er placeret på et forbrændingsanlæg, til biogasanlægget. De danske biogasanlæg er i hovedsagen baseret på forgasning af gylle med en tilsætning af industriaffald og evt. forbehandlet organisk dagrenovation for at hæve biogasudbyttet. Sådanne biogasanlæg kaldes biogafællesanlæg.

I biogasanlægget omsættes størstedelen af det organiske stof til biogas (metan og kuldioxid), der efterfølgende afbrændes i en gasmotor med produktion af el og varme. Den afgassede biomasse består af en blanding af gylle (mere end 75 pct.), industriaffald og organisk dagrenovation og anvendes som gødning på markerne.

Biogasprocesser kan drives i to temperaturområder, henholdsvis mesofilt (30-40°C) og termofilt (50-60°C). Opvarmning til 50-60°C er selvfølgelig mere energikrævende, men til gengæld opnås hurtigere proceshastigheder og et større biogasudbytte. Biogassen fra anlæggene består af ca. 2/3 metan og ca. 1/3 kuldioxid.

3.4.2 Central kompostering

Komposteringsprocessen kan gennemføres i et høj- eller et lavteknologisk anlæg. I det højteknologiske anlæg foregår processen i et lukket kammer, hvilket gør det muligt at styre ilt- og temperaturniveauerne. Reaktorkompostering er en højteknologisk teknologi. Ved den lavteknologiske proces placeres det blandede affald i miler, der vendes med jævne mellemrum for at sikre, at alt affald bliver varmebehandlet. Milekompostering er en lavteknologisk teknologi.

Komposteringsprocessen, der er en iltrig proces, udvikler varme. Komposten bliver derfor helt eller delvist hygiejniseret ved procesvarmen. Det er generelt

lettere at styre procesforholdene ved de højteknologiske processer, og dermed også lettere at undgå lugtgener m.m.

Det er forudsat, at komposten bruges på landbrugsjord.

4 Metode og forudsætninger

4.1 Samfundsøkonomisk metode

Der er gennemført to typer analyser; en budgetøkonomisk analyse, der beskriver de direkte økonomiske konsekvenser, og en velfærdsøkonomisk analyse, der også inkluderer miljøkonsekvenser. Analyserne er baseret på metoderne beskrevet i Møller, Flemming m.fl. (2000).

Den budgetøkonomiske analyse viser de direkte økonomiske konsekvenser for hver af de berørte parter (husholdningerne, behandlingsanlæg mm.) for hvert behandlingsalternativ. Denne analyse viser således de betalingsstrømme, som det enkelte behandlingsalternativ giver anledning til. Hermed kan de økonomiske vindere og tabere afdækkes.

I den velfærdsøkonomiske analyse opgøres forbruget af de ressourcer, som samfundet samlet set bruger på håndteringen af det organiske affald. Dette ressourceforbrug prissættes ved brug af såkaldte beregningspriser og sammenholdes med den velfærdsmæssige værdi af de miljøkonsekvenser, som samfundet opnår herved. Miljøkonsekvenserne er således søgt prissat – dvs. opgjort i kroner og ører – i det omfang det har været muligt, mens resten alene opgøres kvantitativt, dvs. i fysiske mængder.

Hensigten med den velfærdsøkonomiske analyse er at vurdere, hvilken af de tre behandlingsalternativer (og derefter de fem scenarier baseret på de tre alternative behandlingsmetoder), der fra et velfærdsmæssigt synspunkt er at foretrække. I den velfærdsøkonomiske analyse indgår f.eks. ikke betalinger mellem sektorerne, idet dette blot betragtes som en omfordeling indenfor samfundet.

Hverken i den budgetøkonomiske eller i den velfærdsøkonomiske analyse indgår de afledte effekter for samfundet, herunder bl.a. påvirkning af indkomstfordeling, beskæftigelse, udenrigshandel etc. Inddragelse heraf vil bl.a. kræve en nationaløkonomisk analyse.

I denne analyse er den velfærdsøkonomiske analyse således en costbenefit-analyse (CBA).

4.1.1 Nationalt perspektiv

En velfærdsøkonomisk analyse har som udgangspunkt et nationalt perspektiv. Det betyder, at der er fokus på de ændringer i den danske velfærd, som en ændret affaldshåndtering giver anledning til.

Som udgangspunkt bør man ifølge den velfærdsøkonomiske metode undlade en egentlig systematisk vurdering og prissætning af miljøkonsekvenserne i udlandet. Den danske befolknings præferencer udgør et særdeles tvivlsomt vurderingsgrundlag i denne sammenhæng, og et forsøg på at inddrage udenlandske præferencer i vurderingen vil være forbundet med store metodiske og praktiske problemer.

Den nationale tilgang betyder imidlertid ikke, at der ikke kan tages hensyn til effekter, der sker i udlandet. Det bør således give anledning til overvejelser, hvis et projekt primært fremstår som fordelagtigt i forhold til alternative projekter, fordi en væsentlig del af dets miljøkonsekvenser optræder i udlandet. Endelig kan det også betragtes som en fordel ved et givet projekt, hvis det giver mulighed for en miljøforbedring i udlandet, selvom muligheden ikke nødvendigvis bliver realiseret. Man bør dog være opmærksom på, at udlandet måske også påføres et potentielt velfærdsøkonomisk tab.

Betydningen af evt. miljøeffekter kan synliggøres i en følsomhedsanalyse, hvor miljøeffekterne i udlandet opgøres kvantitativt og om muligt prissættes. Da man sjældent har kendskab til den udenlandske befolknings prissætning, kan den danske befolknings prissætning benyttes i en sådan følsomhedsberegning.

I denne analyse af organisk dagrenovation finder stort set alle miljøeffekter sted i Danmark. Undtaget herfra er miljøeffekterne fra den kompenserende gødningsproduktion i form af handelsgødning, som både kan finde sted i Danmark og i udlandet, samt miljøeffekter ved supplerende/kompenserede elproduktion, f.eks. kulbrydning. De miljøeffekter, der med sikkerhed foregår i udlandet i denne analyse, er derfor meget små sammenlignet med de miljøeffekter, der sker indenlands. De udenlandske effekter er ligeledes ikke opgjort særskilt i den livscyklusanalyse (ORWARE), hvorfra miljøkonsekvenserne er genereret. Det har derfor været nødvendigt at lade de udenlandske effekter indgå på lige fod med nationale effekter i analysen. Dette vurderes at være uden betydning for analysens resultater.

4.1.2 Udtømmelige ressourcer

Som for øvrige ressourcer fastsættes værdien af udtømmelige ressourcer som den aktuelle markedspris. Hvis der er forventning om en særlig voldsom prisudvikling på en udtømmelig ressource, er det dog muligt at medtage en sådan prisudvikling i analysen. Normalt antages det, at der i takt med at en udtømmelig ressource opbruges, og prisen derved stiger, udvikles såkaldte back-stop teknologier, hvilket både kan være anvendelse af alternative ressourcer eller forbedret udnyttelse af den pågældende ressource. Et eksempel er udvikling af vedvarende energiformer i stedet for brug af fossile brændsler. Da der ikke er noget grundlag for at fastsætte en særlig prisudvikling på de udtømmelige ressourcer (fosfor) i denne analyse, er markedsprisen²¹ anvendt²².

4.1.3 Teknikvalg

I både den budget- og i den velfærdsøkonomiske analyse antages det, at man står over for en teknikvalgsproblemstilling. Det vil sige, at samfundet står i en situation, hvor der skal vælges mellem forskellige teknikker (i dette tilfælde mellem forbrænding og genanvendelse af organisk affald ved bioforgasning eller central kompostering). Udgangspunktet er således, at der ikke er foretaget anlægsinvesteringer, når det skal besluttes, hvilket af alternativerne

²¹ Plus eksternaliteterne forbundet med produktionen. Dog gælder for fosforindvinding, at energieffekterne er opgjort og prissat, mens det ikke har været muligt at opgøre de øvrige miljøeffekter ved indvindingen.

²² Beregningsprisen for en udtømmelig ressource bør - i tilfælde af indenlandske råstoffer - være ressourceprisen, der beregnes som værdien af produktionen fratrukket omkostningerne (dvs. ressourceforbruget) forbundet med at frembringe produktionen.

der er det mest hensigtsmæssige. Tanken er, at den velfærdsøkonomiske beregning bør ses i en længere tidshorizont, hvor der ikke tages højde for allerede foretagne valg og investeringer. Samfundet bør ikke være bundet af allerede foretagne valg og investeringer, når det skal besluttes, hvilken teknik der er den bedste. Derfor medregnes de fulde investeringer i alle tre behandlingsalternativer²³.

Teknikvalgsproblematikken medtager alle omkostninger ved et givet teknikvalg og angiver derfor det optimale teknikvalg uafhængigt af den nuværende situation. En supplerende analyse, hvor der tages hensyn til, hvorvidt investeringerne allerede er afholdt eller ej, samt hvor lang levetid anlæggene har tilbage, kan vise, hvornår det i givet fald er optimalt at udskifte den pågældende teknologi.

Der er foretaget en følsomhedsberegning på betydningen af medtagelse af allerede afholdte investeringer i kap. 9.

4.1.4 Inddragelse af substitutionseffekter

På baggrund af de tre behandlingsmetoder – forbrænding, bioforgasning og central kompostering – er opstillet fem scenarier. De samlede omkostninger og miljøeffekter er opgjort for hvert scenario.

Referencescenariet (scenario 1) definerer den basisproduktion af el, varme og gødning, som findes i samfundet i dag. I de scenarier, hvor der f.eks. produceres mindre el og varme end i referencesituationen, tilføres omkostningerne og miljøkonsekvenserne for at nå samme produktionsomfang som i referencescenariet. Ligeledes fratrækkes der omkostninger og miljøkonsekvenser ved handelsgødningproduktion i de tilfælde, hvor affaldsbehandlingen fører til en større gødningproduktion. Herved sikres, at der i alle scenarierne er den samme produktion som i referencescenariet.

Dette bygger på en forudsætning om, at den nuværende produktion af el, varme og gødning antages at være den nødvendige for samfundet. Dette betyder generelt, at en ændret produktion vil give anledning til øgede eller mindskede omkostninger til kompenserende eller sparet produktion.

Ved at bruge denne metode kommer substitutionseffekter til at indgå i analysen.

En mere forenklet måde at udføre analysen på, er at se problemstillingen som en affaldsbortskaffelse, som medfører omkostninger og miljøkonsekvenser samt indtægter til salg af slutprodukter. Disse opgøres for hvert scenario. På denne måde tages ikke højde for evt. sparet eller kompenserende produktion, som en ændret affaldshåndtering kan give anledning til. Denne metode er anvendt i: "Samfundsøkonomisk analyse af bortskaffelse af plastflaske- og dunkeaffald fra husholdninger".²⁴

Hvis prisen på de (slut)produkter (el, varme og gødning), som affaldsbehandlingen giver anledning til, er korrekte, dvs. afspejler den velfærdsøkonomiske værdi (inkl. værdien af miljøkonsekvenserne), vil de to metoder dog give samme resultat. Dette vil dog ikke altid være tilfældet.

²³ Investering i selve anlægget indgår, mens investeringerne i distributionsnet ikke er medtaget.

²⁴ Jf. Miljøstyrelsen (2002a)

F.eks. ligger salgsprisen på kompost til konventionelt landbrug typisk mellem 0 og 23 kr./tons²⁵. Denne pris afspejler næppe den velfærdsøkonomiske værdi af komposten. I stedet ses der, hvilken vare kompost substituerer. I dette tilfælde handelsgødning. Den velfærdsøkonomiske korrekte pris på kompost bliver dermed prisen på handelsgødning samt værdien af de miljøkonsekvenser, der medgår ved handelshandelsgødningsproduktionen. Det er et udtryk for den reelle besparelse ved at substituere handelsgødning med kompost²⁶.

Da salgsprisen på slutprodukterne i denne analyse ikke vurderes at være et udtryk for den velfærdsøkonomiske værdi af produkterne, er det valgt at inddrage substitutionseffekter.

4.1.5 Diskontering

Diskontering bruges til at omdanne fremtidige omkostninger og gevinster til nutidige værdier. Diskontering bygger på den forudsætning, at den nutidige værdi af omkostninger og gevinster er større end den fremtidige værdi, fordi befolkningen generelt foretrækker forbrug nu fremfor senere.

Normalt foretages afvejningen - den såkaldte diskontering - ved brug af en kalkulationsrente, som er udtryk for den rate, hvormed værdien af konsekvenserne reduceres jo længere ude i fremtiden, de forventes at indtræffe. Den velfærdsøkonomiske kalkulationsrente afspejler, hvor meget større vægt befolkningen tillægger forbrug i år i forhold til samme forbrug næste år. Effekter ude i fremtiden tillægges mindre vægt med en voksende kalkulationsrente. Med andre ord jo større kalkulationsrente, jo lavere værdi tillægges fremtidige omkostninger og gevinster, dvs. jo mere "utålmodig" befolkning²⁷.

For at kunne sammenligne omkostninger og fordele, der falder tidsmæssigt forskelligt, annuiteres alle konsekvenser, så de fremstår som en årlig omkostning eller benefit.

Valg af kalkulationsrente kan generelt have stor betydning for udfaldet af velfærdsøkonomiske analyser. Dette gælder dog især, når omkostninger og fordele er tidsmæssigt forskudt²⁸.

I denne analyse vil omkostninger og gevinster dog være nogenlunde sammenfaldende i tid. Derved betyder valg af kalkulationsrente mindre.

I den budgetøkonomiske analyse anvendes en kalkulationsrente på 6 pct.²⁹, da denne skal afspejle markedsrenten. I den velfærdsøkonomiske analyse anvendes en kalkulationsrente på 3 pct., som afspejler befolkningens

²⁵ jf. Crowe et al. (2002), side 20. I nærværende analyse er anvendt en pris på kompost på 10 kr. pr. tons.

²⁶ Der kan dog derudover være positive effekter ved brug af kompost i stedet for handelsgødning, som ideelt set også burde medregnes i den velfærdsøkonomiske pris. Disse er dog svære at kvantificere og prissætte.

²⁷ Hvis kalkulationsrenten er 3 pct. årligt, betyder det, at en enhed ressourcer i dag er lige så meget værd som 1,03 enhed til næste år.

²⁸ Et eksempel er skovrejsning, hvor omkostninger falder i starten af projektperioden og benefits først optræder langt senere. Her vil en høj kalkulationsrente betyde, at benefits vil få mindre vægt, da de falder langt fremme, og derved gøre projektet mindre samfundsøkonomisk rentabelt.

²⁹ Jf. Møller, F. m.fl. (2000), kap. 6, og Møller, F. (2001).

tidspræferencerate suppleret med den såkaldte forrentningsfaktor på kapital, der udtrykker nutidsværdien af de mistede alternative investeringsmuligheder ved at gennemføre projektet³⁰. Den alternative afkastrate er på 6 pct.

Betydningen af kalkulationsrentens størrelse undersøges gennem følsomhedsanalyser, jf. kap.9.

4.1.6 Kvantificering og værdisætning af miljøeffekter

Det kan være særdeles vanskeligt at kvantificere og værdisætte miljøeffekterne. Værdisætning er en måde at få inddraget befolkningens prioritering af miljøeffekterne. En værdisætning afspejler, hvor meget et renere miljø værdisættes i forhold til andre ting - med en given indkomst til rådighed. Men det er svært at afsløre befolkningens betalingsvillighed for miljøgoder (såsom ren luft og snoede vandløb), dels fordi der ikke eksisterer et marked for goderne, og dermed ikke en markedspris, dels fordi det i sig selv kan være svært at opgøre miljøeffekterne.

Der er dog ingen tvivl om, at miljøeffekterne har en (negativ) værdi for os, og denne værdi er det nødvendigt at sætte kroner og ører på, hvis den skal sammenlignes med andre (markedsomsatte) konsekvenser.

I denne analyse er stort set samtlige de miljøeffekter, som det har været muligt at opgøre i mængder, prissat. Det vil sige, at såvel emissioner til luft som udledninger af tungmetaller til luft og vand er prissat. Tungmetaller i fast form har det dog ikke været muligt at prissætte. Det er dog vigtigt at være opmærksom på, at prissætning generelt er forbundet med store usikkerheder, hvilket især gælder når man overfører resultater fra andre undersøgelser ofte fra andre lande (benefit transfer).

Der er dog en række fordele ved genanvendelse af organisk dagrenovation gennem bioforgasning og central kompostering, som det ikke har været muligt at kvantificere og dermed heller ikke prissætte. Dette skyldes især, at størrelsesordenen af effekterne er usikker. Det gælder f.eks. forbedret jordstruktur og vandbindingsevne, reduceret behov for pesticidanvendelse og eventuel forbedret slaggekvantitet fra forbrændingen af restaffaldet.

Betydningen af prissætningen af miljøeffekter er undersøgt i følsomhedsanalyser, jf. kap. 9.

4.2 ORWARE-metode (LCA)

ORWARE-metoden er en systemanalyse, der vha. en computer baseret model (ORganic WAste REsearch) vurderer miljøkonsekvenser for et "materialeflow" - i dette tilfælde et affaldsbehandlingssystem. Udgangspunktet er en livscyklusanalyse, hvor miljøpåvirkningerne gennem hele systemet - fra affaldet indsamles til det genanvendes eller forbrændes - indgår.

I en livscyklusanalyse indgår således både de direkte miljøpåvirkninger, f.eks. i forbindelse med affaldsbehandlingen, og de indirekte miljøpåvirkninger, f.eks.

³⁰ Jf. Møller, F. m.fl. (2000), kap. 4, og Møller, F. (2001).

i form af energiforbrug ved fremskaffelse af realkapital, råvarer og andre produktionsgoder til brug i affaldsbehandlingen.

ORWARE-analysen tager som den velfærdsøkonomiske analyse dels udgangspunkt i de tre behandlingsalternativer (monoscenarier) – og sammenligner miljøeffekterne herfra. Og dels i de fem scenarier som er opstillet på baggrund af Affald 21.

Ved hjælp af modellen fås en vurdering af miljøkonsekvenserne udtrykt som energibalance og emissionen til luft, vand og jord i de forskellige scenarier.

Både i mono- og multiscenarierne produceres forskellige mængder af næringsstofferne N, P og K³¹ samt varme og el på basis af affaldet. Afhængig af hvilket scenarie, der tages udgangspunkt i, må samfundet derfor supplere op med forskellige mængder næringsstoffer og energi fra andre kilder. For næringsstofferne er der suppleret med N, P og K fra handelsgødning, for energiudbyttet suppleres med varme og el produceret på kul.

Miljøkonsekvenserne som følge af suppleringen med næringsstoffer og energi indgår i vurderingen af hvert enkelt scenario for håndtering af det organiske affald.

De antagelser og forudsætninger, der ligger til grund for ORWARE-modellen, er beskrevet i "System analysis og organic household waste management in Denmark".³²

4.3 Kobl ing af livscyklusanalysen (ORWARE) og samfundsøkonomisk analysemetode

Fra ORWARE-modellen genereres miljøkonsekvenser og slutprodukter med udgangspunkt i de valgte scenarier. Heri indgår miljøkonsekvenser ved en evt. kompenserende/sparet produktion. Ligeledes er der i ORWARE opstillet såkaldte monoscenarier, som beskriver miljøkonsekvenserne ved rene behandlingsalternativer, som ikke tager hensyn til sparet/kompenserende produktion, men udelukkende beskriver miljøkonsekvenserne ved selve affaldshåndteringen i de tre behandlingsalternativer.

Brug af livscyklusmodeller giver den bedst mulige beskrivelse af de miljøkonsekvenser, som en givet affaldshåndtering medfører. Brug af disse data i den velfærdsøkonomiske analyse giver således et godt udgangspunkt for at inkludere alle direkte og indirekte miljøkonsekvenser, som en affaldshåndtering medfører.

Det er dog vigtigt at være opmærksom på, at livscyklusanalysen som oftest ikke bygger på de samme forudsætninger som den velfærdsøkonomiske analyse. Her tænkes især på, at livscyklusanalysen i sin vugge-til-grav tankegang ikke har et geografisk perspektiv i modsætning til den velfærdsøkonomiske analyse, som har et nationalt perspektiv. Det er dog ikke vurderet at være et afgørende problem i denne analyse, da langt de fleste miljøkonsekvenser er nationale³³.

³¹ N er nitrogen, P er fosfor og K er kalium.

³² Miljøstyrelsen (2003g)

³³ jf. afsnit 4.1.1

4.4 Afgrænsning af analysen

I denne analyse er det alene en ændring i håndteringen af det organiske affald der undersøges. Da det organiske affald imidlertid indsamles og behandles sammen med andre typer af affald, har det været nødvendigt at gøre en række antagelser i forbindelse med fordelingen af omkostninger i forhold til den organiske affaldsfraktion og andre affaldsfraktioner.

- Ved forbrænding indsamles og forbrændes det organiske affald sammen med det øvrige husholdningsaffald (restaffaldet).
- Ved bioforgasning indsamles det organiske affald separat, mens selve bioforgasningen foregår sammen med gylle og andet industriaffald.
- Ved central kompostering indsamles det organiske affald ligeledes separat, men blandes ved selve komposteringen med have-parkaffald.

Det er valgt kun at analysere den organiske affaldsfraktion, fordi det specifikt er betydningen af en ændring i håndtering af denne affaldsfraktion, der er i fokus. Desuden vil en analyse af den samlede affaldsmængde gøre effekten på den organiske affaldsdel uigennemsigtig. Samtidig ville en analyse af samtlige de affaldsfraktioner, som den organiske affaldsfraktion behandles sammen med, være meget omfattende, idet hele affaldsflowet for både samlet dagrenovation, have/parkaffald og gylle i så tilfælde burde indgå. Hertil kommer, at den livscyclusbaserede ORWARE-model, som leverer data for miljøeffekterne, kun er en model for det organiske affald.

Det skal endvidere bemærkes, at det antages, at den fremstillede kompost finder anvendelse på landbrugsjord og ikke i gartnerier eller private haver.

5 Data

I dette kapitel beskrives de data, der ligger til grund for analysen. De fysiske data vedr. drift og anlæg er indsamlet fra konkrete anlæg.³⁴ En række data stammer fra netop afsluttede fuldskalaforsøg og undersøgelser gennemført i forlængelse heraf.³⁵

Hovedvægten i de undersøgelser, der er gennemført i de seneste år, har ligget på indsamling, herunder vurdering af mængder og kvalitet, forbehandling og karakterisering af kildesorteret organisk dagrenovation med henblik på at bedømme biogaspotentialer. Desuden er der gennemført vurderinger af miljøkonsekvenser af forskellige scenarier for håndtering og behandling. De gennemførte undersøgelser er anvendt som input til simuleringer af miljøkonsekvenser i livscyklus-modellen ORWARE, jf. afsnit 4.2.

De fysiske konsekvenser ved et givet behandlingsalternativ opstilles i konsekvensskemaer, som danner grundlag for den budget- og velfærdsøkonomiske analyse. I visse tilfælde har det ikke været muligt at få oplyst de fysiske mængder, men kun de tilhørende økonomiske data.

Analysen omhandler kun den organiske dagrenovation.³⁶ I de tilfælde, hvor denne fraktion indsamles eller behandles sammen med andre fraktioner, er det forsøgt at foretage en opdeling af ressourcemængden og omkostningerne.

5.1 Indsamling

Der er grundlæggende to typer indsamling:

- Indsamling, hvor det organiske affald indsamles med det øvrige husholdningsaffald (restaffaldet), den såkaldte udelte indsamling.
- indsamling af kildesorteret organisk affald (todelt indsamling til genanvendelse).

I de følgende afsnit beskrives de konkrete systemer, og hvorfra data er indsamlet.

5.1.1 Udelt indsamling

Det har været forsøgt at indhente oplysninger om omkostninger ved indsamling af husholdningsaffald til forbrænding fra indsamlingsfirmaer (vognmænd o.l.). Det viste sig imidlertid meget vanskeligt at få de fornødne oplysninger om ressourceforbruget (investering i lastbiler, dieselforbrug, antal kørte km, arbejdstid etc.) forbundet med indsamlingen. Firmaerne henholdt sig til, at der var tale om fortrolige oplysninger, som man ikke ville offentliggøre af konkurrencemæssige årsager³⁷. Miljøstyrelsen har derfor set sig nødsaget til at anvende tømningsspriser (dvs. kommunernes betaling til indsamlingsfirmaerne). Derved bliver selve ressourceforbruget ikke afdækket,

³⁴ Dog er data vedr. biogasanlæg hentet fra Nielsen, m.fl. (2002).

³⁵ Jf. Miljøstyrelsen (2003a), Miljøstyrelsen (2003b), Miljøstyrelsen (2003c)

³⁶ jf. afsnit 4.4.

³⁷ Det blev i øvrigt oplyst, at avancen på indsamling af husholdningsaffald er nær nul (den ligger primært på erhvervsaffald).

men da avancen efter det oplyste vurderes at være ubetydelig, må det formodes, at disse tømningspriser afspejler det reelle ressourceforbrug³⁸ forbundet med indsamlingen.

Oplysningerne om indsamling stammer fra en stikprøve på 15 kommuner. Kommunerne er valgt, så de både repræsenterer storby-, provinsby- og landkommuner.

For enfamiliehuse er det valgt at bruge 110 l sæk med ugentlig tømning som en repræsentativ indsamlingsmetode for udelt indsamling af husholdningsaffald. Dette gælder ligeledes for landejendomme. Disse boligtyper har således en ugentlig kapacitet på 110 l.

For etageejendomme er det valgt at bruge 660 l container med ugentlig tømning som indsamlingsmetode. Det antages, at en 660 l container dækker 8 husstande, således at en husstand i en etageejendom har en ugentlig kapacitet på 82,5 l.

Den mindre kapacitet for husstande i etageejendomme (82,5 l om ugen) end for enfamilieboliger (110 l om ugen) skyldes, at husstande i etageboliger typisk er mindre end i enfamilieboliger.

Tømningspriserne er udregnet som et simpelt gennemsnit af de tømningspriser, der er opgivet af de valgte kommuner. Der udregnes indsamlingsomkostninger for to boligtyper: enfamiliehuse og etageejendomme.

Oplysningerne er indsamlet i 2000 og derfor opskrevet til 2001-priser med forbrugerprisindekset.

5.1.2 Indsamling til genanvendelse

Dette afsnit indeholder først en opgørelse over de indsamlede mængder (både organisk affald, restaffald samt husholdningsaffald i alt fordelt på de to husstandstyper enfamilie- og etageboliger. Dernæst beskrives indsamlingsmetoder for todelt indsamling. Der beskrives i alt tre forskellige metoder for todelt indsamling, der alle bygger på fuldskalaforsøgene³⁹.

5.1.2.1 Indsamlede mængder

Den samlede mængde affald (både organisk affald og restaffald) er fastsat til 9,9 kg/husstand/uge for enfamilieboliger, mens den for etageboliger er noget mindre 8,0 kg/husstand/uge, jf. tabel 5.1. Dette skøn er baseret på oplysningerne fra projektet om kortlægning af dagrenovationens sammensætning.⁴⁰

³⁸ Afspejler de budgetøkonomiske omkostninger, inkl. afskrivninger og forrentning.

³⁹ Jf. Miljøstyrelsen (2003a), Miljøstyrelsen (2003b), Miljøstyrelsen (2003c).

⁴⁰ jf. Miljøstyrelsen (2003d).

Tabel 5.1. Indsamlet mængde, kg pr. husstand pr. uge

	Antal husstande	Organisk affald		Restaffald		Affald i alt	
		Enfam.	Etage	Enfam.	Etage	Enfam.	Etage
Potentiel mængde		5,8	4,1	4,1	3,8	9,9	8,0
De tre fuldskalaforsøg:							
Hovedstadsområdet faktisk indsamlet	16.366	3,4	1,2				
Hovedstadsområdet potentielle		6,0	4,3				
Århus faktisk indsamlet	2.294	5,8	1,4	6,0	5,0	11,8	6,4
Århus faktisk indsamlet	139.000	3,3	2,0	7,6	5,7	10,9	7,7
Århus potentielle		4,2	2,8	6,7	4,9	10,9	7,7
<i>Gennemsnit for de tre fuldskalaforsøg</i>		4,2	1,5				
Kolding		4,6		5,8		10,4	
<i>Skøn, kg pr. husstand pr. uge</i>		4,0	1,8	5,9	6,2	9,9	8,0
Antal husstande på landsplan		1.444.780	953.609	1.444.780	953.609	1.444.780	953.609
Potentiel mængde affald på landsplan, 1.000 tons/år		436,5	204,4	310,3	190,4	743,8	396,7
i alt		640,8		500,7		1.140,5	
Skønnet mængde indsamlet affald på landsplan, 1.000 tons/år		300,5	89,3	443,3	307,4	743,8	396,7
i alt		389,8		750,7		1.140,5	
Indsamlingsprocent		69	44				
Gennemsnit		61					

Kilde: Miljøstyrelsen (2003d), tabel 1; Miljøstyrelsen (2003c), tabel 8 og 9; Miljøstyrelsen (2003b), tabel 7.1; Miljøstyrelsen (2003a), tabel 0.2, Miljøstyrelsen (2003e), tabel 5.2.1. Antal husstande er opgjort pr. 1. januar 2001. Kilde Danmarks Statistik.

Note: Skønnet over restaffald for etageboliger ligger over den faktisk indsamlede mængde restaffald for etageboliger i fuldskalaforsøgene. Dette skyldes, at skønnet over den potentielle mængde affald er højere end i fuldskalaforsøgene.

Den potentielle mængde organisk affald⁴¹ er vurderet til 5,8 kg/husstand/uge for enfamilieboliger og 4,1 kg/husstand/uge for etageboliger⁴².

Rapporterne for de tre fuldskalaforsøg samt rapporten for Kolding indeholder oplysninger om de indsamlede mængder organisk affald og restaffald, jf. tabel 5.1⁴³. Der indsamles typisk en større andel organisk affald for enfamilieboliger end for etageboliger. Dette bekræftes af fuldskalaforsøgene. Således er

⁴¹ Omfatter kategorierne ikke forarbejdet vegetabilsk affald, andet vegetabilsk affald, animalsk affald, aftøringspapir, andet snavset papir og haveaffald m.v.

⁴² Miljøstyrelsen (2003d).

⁴³ For Hovedstadsområdet og Århus er tillige vist skønnet over de potentielle mængder organisk affald.

indsamlingsandelen⁴⁴ for enfamilieboliger i størrelsesordenen 55-100 pct., mens den for etageboliger er 25-50 pct. ifølge erfaringerne fra fuldskalaforsøgene.

Gennemsnittet (simpelt) af de tre fuldskalaforsøg af den faktiske indsamlede mængde organisk affald udgør 4,2 kg/husstand/uge for enfamilieboliger og 1,5 kg/husstand/uge for etageboliger.

På basis af erfaringerne om de indsamlede mængder i de tre fuldskalaforsøg samt skønnet over den potentielle mængde affald er der foretaget et skøn over den indsamlede mængde organisk affald: 4,0 kg/husstand/uge for enfamilieboliger og 1,8 kg/husstand/uge for etageboliger.

I dette skøn er taget hensyn til, at fuldskalaforsøget i Århus kommune dækker et meget stort antal husstande og har data for en længere periode sammenlignet med de øvrige fuldskalaforsøg. Derfor indgår erfaringerne fra Århus med større vægt.

Den samlede potentielle mængde organisk affald på landsplan udgør ca. 640.800 tons/år, fordelt med 436.500 tons for enfamilieboliger og 204.400 tons for etageboliger, jf. tabel 5.1⁴⁵. I analysen er Affald 21s skøn på 700.000 tons dog fastholdt, da de to mængdeangivelser ikke vurderes væsentlig forskellige i betragtning af opgørelsens usikkerhed.

Den mængde organisk affald, der skønnes at kunne indsamles, udgør ca. 390.000 tons/år, fordelt med 300.000 tons for enfamilieboliger og 90.000 tons for etageboliger⁴⁶. Dette svarer til en indsamlingsandel på 69 pct. for enfamilieboliger og 44 pct. for etageboliger. For de to boligtyper under ét er indsamlingsandelen 61 pct.

5.1.2.2 *Indsamlingssystemer*

Der er valgt tre modeller for todelt indsamling. De bygger alle tre på erfaringerne fra de tre fuldskalaforsøg i hhv. Aalborg, Hovedstadsområdet samt Århus. For Hovedstadsområdet er valgt den model, der anvendes i København og Frederiksberg Kommune. Det skal understreges, at omkostningerne brugt i analysen ikke stammer direkte fra forsøgsordninger. På basis af forsøgsordningerne er det vurderet, hvad et opskaleret og mere "skrabet" system ville koste.

For Aalborg og Århus er opgivet oplysninger om omkostningerne for såvel indsamling af det organiske affald som indsamling af restaffaldet (det øvrige husholdningsaffald, der skal forbrændes).

For København er der kun dokumenteret data for omkostningerne ved indsamling af den organiske affaldsdel samt en besparelsesprocent for indsamling af restaffaldet. Derfor er besparelsen ved restaffaldet beregnet ud fra et traditionelt system med udelt indsamling baseret på en stikprøve på 15 kommuner⁴⁷.

⁴⁴ Faktisk indsamlet mængde organisk affald i forhold til den potentielle mængde organisk affald.

⁴⁵ De potentielle årlige mængder på landsplan er beregnet som mængde potentiel affald/husstand/uge gange med antal husstande gange 52 uger.

⁴⁶ De indsamlede årlige mængder på landsplan er beregnet som mængde indsamlet affald/husstand/uge gange med antal husstande gange 52 uger.

⁴⁷ Besparelsen er fratrukket indsamlingsomkostningerne for restaffaldet

I de tre fuldskalaforsøg⁴⁸ baserer det todelte system sig på 14-dages indsamling af organisk affald og restaffald for enfamilieboliger. Dette er en serviceforringelse i forhold til referencesystemet (udelt indsamling), der har ugeindsamling. Det er dog valgt at se bort herfra og anvende de opgivne data fra kommunerne.

Der kan være forskelle i detaljeringsgraden mellem de indsamlede data for de tre indsamlingsmodeller for såvel den udelte som den todelte indsamling. Ligeledes kan specificeringen af data være forskellig mellem todelte og udelte indsamling indenfor de enkelte modeller. F.eks. kan investeringen i renovationsvogn være indeholdt i tømningssprisen for den todelte indsamling, mens den for den udelte er oplyst specifikt. Dette bevirker, at det undertiden kan være svært at sammenligne enkeltposter i de forskellige indsamlingssystemer (f.eks. opdeling på drift og anlæg). Det totale tal for indsamlingsomkostningerne vil dog indeholde alle poster og dermed være sammenligneligt.

I det følgende beskrives de tre indsamlingssystemer.

Metode I. 14 dages indsamling ved plastposer i papirsække (Aalborg-modellen)

I køkken anvendes dobbeltstativ med plastposer til det organiske affald, jf. tabel 5.2.

For *enfamilieboliger* anvendes som udendørsbeholder papirsække (70 l) i skjul til organisk affald. Til restaffaldet anvendes papirsække (160 l). Begge tømmes hver 14. dag, idet der ugentligt skiftevis hentes organisk affald og restaffald.

Etageboliger bruger udendørs plastcontainer (140 l) til organisk affald og papirsække (400 l) til restaffaldet. Etageboliger har tømning hver uge.

Indsamlingen af både organisk affald og restaffald foretages med traditionelle renovationsvogne. Kørselsbehovet er uændret i forhold til en traditionel ugentlig indsamling, idet der indsamles én type affald pr. kørsel, dvs. organisk affald den ene gang og restaffald den anden.

⁴⁸ I Aalborg indsamles det organiske affald og restaffaldet skiftevis hver uge. I København og Frederiksberg kommune indsamles restaffaldet hver uge.

Tabel 5.2. Beskrivelse af tre modeller for todelte indsamling af husholdningsaffald

	Model I (Aalborg)		Model II (Kbh.-Frederiksberg)		Model III (Århus)	
	Organisk	Restaffald	Organisk	Restaffald	Organisk	Restaffald
<i>I køkken</i>	Plastposer	Plastposer	Papir- poser i ventileret plast- spand eller trådstativ	(ikke oplyst – uændret i fht. Udelt indsam- ling)	Grønne plastposer	Sorte plastposer
<i>Udendørs</i>						
• Enfamilieboliger	Papir-sække (70 l) i skjul	Papir- sække (160 l)	Papir- sække (60 l) i Bates Combi System eller biokurv	(ikke oplyst – uændret i fht. udelt indsam- ling)	Plastcontainer	
• Etageboliger	Plast- container	Papir- sække (400 l)	Papir- sække (160 l) i Bates Combi System eller biokurv	(ikke oplyst – uændret i fht. udelt indsam- ling)	Plastcontainer	
<i>Tømningsfrekvens</i>						
• Enfamilieboliger	Hver 14. dag	Hver 14. dag	Hver 14. dag	Hver uge	Hver 14. dag	
• Etageboliger	Hver uge	Hver uge	Hver uge	Hver uge	Hver uge	
<i>Renovationsvogn</i>	Traditionel vogn	Traditionel vogn	Særlig vogn (BSC special- køretøj)		Traditionel vogn	
<i>Sortering</i>					Optisk sortering	

Rapporten fra fuldskalaforsøget anbefaler en mere skrabet model i forhold til selve forsøget. Forskellen består i, at der i forsøget blev afhentet affald fra enfamilieboliger hver uge (både det organiske og restaffaldet), mens der i den skrabede model hentes skiftevis hver 14. dag. Der er ingen ændringer for etageboliger. Det er den skrabede model, der anvendes i denne analyse.

Metode II. Bates-Combi systemet (København-Frederiksberg modellen).

Indendørs i køkken anvendes et trådstativ eller ventileret plastspand. Der indsamles med BSC specialkøretøj. Restaffaldet indsamles som hidtil hver uge.

For enfamilieboliger anvendes udendørs Bates Combi system (hver husstand har sin kassette). Det organiske affald indsamles hver 14. dag.

Udendørs i etageejendomme (med fælles opsamlingsmateriel) anvendes Bates Combi System stativet med papirssække (160 l) til det organiske affald. Det organiske affald indsamles hver uge.

I fuldskalaforsøget er for etageejendomme regnet med en omkostningsbesparelse på 4,2 pct. ved indsamling af restaffaldet i forhold til udelt indsamling⁴⁹. Besparelsen er begrundet i, at mængden af restaffald nu er mindre i forhold til ved udelt indsamling. For enfamilieboliger er ikke regnet

⁴⁹ jf. Miljøstyrelsen (2003b), *Hovedstadsområdet* bilag A.

med en besparelse ved indsamling af restaffald, idet der normalt kun er én enhed (beholder) på adressen.

Metode III (Århus modellen – udelt indsamling med efterfølgende optisk sortering)

Indsamlingen foregår som ved udelt indsamling, dvs. med traditionelle vogne og ugentlig indsamling for etageboliger og hver 14. dag for enfamilieboliger.

Husstandene får udleveret et køkkenstativ (til to poser) samt poser. Der anvendes grønne plastposer til det organiske affald og sorte plastposer til restaffaldet. For både enfamilie- og etageboliger er anvendt plastcontainer som udendørs beholder. Det indsamlede affald sorteres i organisk affald og restaffald ved hjælp af et optisk sorteringsanlæg.

5.2 Forbehandling

Før det organiske affald kan bruges i et biogas- eller komposteringsanlæg, er det nødvendigt med en forbehandling, der sorterer de uønskede affaldsfraktioner fra (f.eks. plastposer). Der er hentet data vedr. forbehandling fra et projekteret anlæg ved Aalborg (skrueseparator). Disse data repræsenterer således, hvorledes man vil bygge et sådant anlæg i dag og bygger på erfaringer fra en prototype. Der er endvidere til sammenligning hentet data fra et forbehandlingsanlæg på Knudsmoseværket i Herning (rullesigte).

For at organisk dagrenovation kan forgæses problemfrit i et biogasanlæg, stilles der store krav til renheden af affaldet. Det vurderes, at ved fremtidige biogasanlæg vil forbehandlingen til bioforgasning ske med skrueseparator. Erfaringen viser, at rejktandelen (den frasorterede mængde, der ikke kan bioforgæses eller komposteres) udgør ca. 35 pct.

Der stilles ikke samme krav til renhed ved central kompostering, ligesom frasorteringen af plast og lign. i et vist omfang sker efter komposteringen. Den samlede rejktandel for kompost antages at kunne holdes på 15 pct. Da der er meget få danske erfaringer med for/efterbehandling af kompost, er der indhentet omkostningsskøn fra Støleheia komposteringsanlæg i Khristiansand, Norge⁵⁰. Forbehandlingen består i en let neddeling og sigtning og efterbehandlingen af en yderligere sigtning.

Der er kendskab til, at rejktandelen er lavere for visse typer af komposteringsløsninger, især når der indsamles i papirposer, bionedbrydelige "plastposer" eller kun anvendes spande. Men for at fastholde muligheden for indsamling i plastposer er det valgt at anvende forbehandlingen i Kristiansand som udgangspunkt mht. forbehandling for central kompostering, idet flere af de her tilsluttede kommuner foretager indsamling i plastposer

5.3 Behandling

5.3.1 Forbrænding

Oplysningerne om forbrænding stammer fra Vestforbrænding I/S, som repræsenterer et stort velfungerende forbrændingsanlæg. Anlægget har en teknisk standard og effektivitet, der svarer til, hvad man i dag ville opføre.

⁵⁰ Jf. Carlsbæk, M. (2003).

5.3.2 Bioforgasning

Det er vurderet, at en fremtidig øget bioforgasning af organisk dagrenovation vil ske på biogasfællesanlæg. Omkostningsdata for et sådant anlæg er hentet fra en nylig publiceret rapport fra Fødevarerøkonomisk Institut, hvor der er foretaget beregninger på et såkaldt "Dagens anlæg", altså et anlæg som man ville bygge det i dag.⁵¹ Andelen af organisk affald på det valgte anlæg er på 20 pct⁵².

Det er vurderet, at organisk dagrenovation vil kunne bioforgasses på de i rapporten beskrevne anlæg, uden yderligere omkostninger, under forudsætning af en passende renhed⁵³, som burde kunne opnås gennem forbehandling i skrueseparator. Der er ikke angivet fysiske konsekvenser for alle opgivne omkostninger.

5.3.3 Central kompostering

Data vedr. central kompostering er dels hentet fra Odense komposteringsanlæg, som er et åbent milekomposteringsanlæg, dels fra Vapo komposteringsanlæg i Finland, som bruger reaktorkompostering (statisk tunnelkomposteringsanlæg).

Komposteringsanlægget i Odense⁵⁴ komposterer slam sammen med have/parkaffald. Det er vurderet, at omkostningerne ved central kompostering af organisk affald ville være de samme som for slam. Der er dog gjort antagelser om øget restprodukt ved central kompostering af organisk dagrenovation. Data fra komposteringsanlægget i Odense er baseret på det specifikke anlæg og repræsenterer dermed ikke nødvendigvis, hvorledes man vil bygge et milekomposteringsanlæg i dag.

Det er endvidere valgt at få data fra et reaktorkomposteringsanlæg, da det vurderes at være relevant ved en større udbygning af komposteringsanlæg i Danmark, bl.a. pga. af nye EU-regler om animalske biprodukter. Da der ikke findes et reaktorkomposteringsanlæg i Danmark, er der hentet data fra et finsk anlæg. De finske data repræsenterer, hvordan man vil bygge et reaktorkomposteringsanlæg i dag. Da det finske selskab⁵⁵ har ønsket fortrolighed omkring de detaljerede data, kan disse ikke vises i rapporten. Der opgives således udelukkende en behandlingspris, som baserer sig på data fra det finske anlæg justeret med danske råstofpriser.

⁵¹ Det er valgt at basere beregningerne på anlæg A2 i rapporten, som er et mellemanlæg med en kapacitet på ca. 200.000 tons, heraf 40.000 tons organisk affald.

⁵² Nærmere forudsætninger for anlægget kan ses i rapporten: Nielsen, L.H., m.fl. (2002).

⁵³ Jf. Hjort-Gregersen, K. (2002).

⁵⁴ Odense renovationsselskab A/S

⁵⁵ VAPO Biotech Oy

6 Direkte økonomiske konsekvenser (budgetøkonomisk analyse)

Hensigten med opgørelse af de budgetøkonomiske omkostninger er ideelt set at klarlægge, hvordan de enkelte parter bliver berørt i de forskellige alternativer. Hermed bliver det muligt at vurdere de fordelingsmæssige konsekvenser af en øget genanvendelse af organisk affald for de berørte parter. I denne analyse kan det dreje sig om kommuner, affaldsselskaber, private genanvendelsesanstalt i form af biogas- og komposteringsanstalt, staten samt husholdninger.

For at kunne fastlægge de budgetøkonomiske omkostninger ved forskellige alternativer kræves oplysninger om prisen på de forskellige omkostningselementer, herunder ikke mindst afregningsprisen på affald. Denne pris kan sidestilles med modtagegebyret for f.eks. forbrænding og central kompostering.

Det er dog i denne analyse vurderet ikke at være muligt at sammenligne det specifikke modtagegebyr og omkostningerne ved en given behandlingsform. Dette skyldes, at data i visse tilfælde har skullet bearbejdes for at kunne bruges for den organiske affaldsfraktion alene.

Et eksempel herpå er indsamling af data fra et slamkomposteringsanstalt, der komposterer slam og have/parkaffald. Anlægget har oplyst, at det kunne erstatte slammet med organisk affald og derved kompostere organisk affald sammen med have/parkaffald. Dette ville dog medføre nogle andre restprodukter, og dermed nogle andre omkostninger. Derfor kan modtagegebyret for anlægget ikke direkte sammenlignes med de bearbejdede omkostninger.

Endvidere er affaldsektoren underlagt hvile-i-sig selv princippet, som betyder, at den pris borgerne/forbrugerne betaler for at få afhentet og behandlet deres affald, skal afspejle omkostningerne. Derved vil evt. øgede omkostninger ved en alternativ affaldshåndtering afholdt af kommune, affaldsselskab eller privat genanvendelsesselskab i sidste ende altid skulle afholdes af borgerne. I denne analyse er de samlede budgetøkonomiske omkostninger derfor opgjort uden at blive fordelt på de forskellige parter. De samlede omkostninger kan under forudsætning af hvile-i-sig selv princippet fortolkes som borgernes samlede betaling for at komme af med affaldet.

De direkte økonomiske konsekvenser beregnes på grundlag af de fysiske konsekvenser, jf. kap 5. De budgetøkonomiske priser, er de priser, som parterne (f.eks. anlæggene) står overfor, jf. boks 6.1. Dette betyder, at afgifter, som ikke refunderes, er inkluderet i omkostningerne, ligesom tilskud er medtaget. Tilsvarende er afgifter, der refunderes, fratrukket.

Boks 6.1. Opgørelse af de budgetøkonomiske omkostninger

Omkostningerne omfatter både kapital- og driftsudgifter. Omkostningerne er beregnet på basis af det fysiske forbrug af ressourcer opgjort i mængder (f.eks. tons, stk., timer, km. osv.) fra kapitel 5. Dette ressourceforbrug er derefter ganget med de tilhørende priser, hvorved omkostningerne fås.

Kapitaludgifterne er investeringer i bygninger og maskiner. Investeringerne er fordelt ud på den forventede levetid som en annuitet (årlige omkostninger). Investeringen annuiteres ved at multiplicere med følgende kapitalindvindingsfaktor, jf. Flemming Møller m.fl. (2000), kap. 11: $r(1+r)^T / (1+r)^{T-1}$. Som kalkulationsrente er anvendt 6 pct. p.a. (r er markedsrenten og T er tidshorisonten)

Driftsomkostningerne består af omkostninger til arbejdskraft, råvareforbrug (energi, kemikalier, vand m.m.) og vedligeholdelse. Endelig er der udgifter til bortskaffelse af restprodukter.

Der regnes i 2001-priser. Der bruges de priser, som er relevante for virksomheden, dvs. gældende markedspriser fratrukket refunderbare afgifter. Ved refunderbare afgifter forstås afgifter, som virksomheden får refunderet, og som derfor ikke belaster virksomhedens økonomi, typisk moms. Alle øvrige afgifter, som virksomheden betaler (inkl. grønne afgifter), er medtaget i priserne.

Beregningerne foretages for hvert behandlingsalternativ fordelt på boligtyper, da omkostningerne ved indsamling er forskellige for de enkelte boligtyper.

6.1 Sammenfatning af de budgetøkonomiske omkostninger

De samlede omkostninger for indsamling, for- og efterbehandling samt behandling opgøres for et tons indsamlet organisk affald ved de tre behandlingsformer forbrænding, bioforgasning og central kompostering.

Borgerne skal pr. indsamlet tons organisk affald betale mindst ca. 300 kr. mere for enfamilieboliger og mindst ca. 700 kr. mere for etageboliger for at få genanvendt det organiske affald ved bioforgasning eller central kompostering sammenlignet med forbrænding, jf. tabel 6.1. Dette svarer til mindst 56 kr./husstand pr. år for enfamilieboliger og mindst 64 kr./husstand pr. år for etageboliger.

Den store forskel i omkostningerne mellem forbrænding og genanvendelse skyldes især indsamlingsomkostningerne.

Tabel 6.1 Budgetøkonomiske omkostninger ved forbrænding, bioforgasning og central kompostering. Kr. pr. tons indsamlet affald.

	Forbrænding		Bioforgasning		Central kompostering	
	Enfamilie	Etage	Enfamilie	Etage	Enfamilie	Etage
Indsamling i alt	1002	473	1754-3415	1640-1830	1754-3415	1640-1830
Behandling i alt	966		520		484	
Samlede budget- Økonomiske omkostninger	1968	1438	2274-3934	2160-2350	2238- 3899	2124-2314
Forskel i forhold til forbrænding	-	-	306-1967	722-911	270-1931	686-876

6.2 Budgetøkonomiske omkostninger for udelte indsamling

Indsamlingsomkostningerne for den udelte indsamling er vist for tre modeller, jf. tabel 6.2.

Der er vist dels indsamlingsomkostninger for udelte indsamling ifølge stikprøven på 15 kommuner⁵⁶, og dels de faktiske indsamlingsomkostninger fra fuldskalaforsøgene i Aalborg og Århus Kommune (model I og III). Der er ikke oplysninger om den udelte indsamling for fuldskalaforsøget i København (model II)⁵⁷.

Tabel 6.2 Udelte indsamling. Budgetøkonomiske omkostninger for tre modeller.

Model	Enfamilie			Etage		
	Generel (stikprøve)	I (Aalborg)	III (Århus)	Generel (stikprøve)	I (Aalborg)	III (Århus)
Indsamling						
• Anlæg (kr.)	45	59	34	30	62	37
• Drift (kr.)	471	517	496	167	149	195
Indsamling, kr./husstand/år	516	576	529	197	211	232
Indsamlet mængde, tons pr. husstand pr. år	0,515			0,416		
Indsamling, kr. pr. tons pr. år	1002	1119	1028	473	508	559

Der er meget små udsving i indsamlingsomkostningerne mellem de tre modeller. Den udelte indsamling koster ca. 1.000-1.100 kr./tons for enfamilieboliger og ca. 500-600 kr./tons for etageboliger, jf. tabel 6.2.

Beregningen af de budgetøkonomiske omkostninger for udelte indsamling kan ses i bilag A.1 – A.3.

6.3 Forbrænding

Det er valgt at bruge data fra Vestforbrænding, som repræsenterer et forbrændingsanlæg svarende til, hvad man ville bygge i dag. Det skal dog tilføjes, at anlægget er væsentligt større, end hvad man ville bygge de fleste steder. Men det er vurderet, at det ikke har nogen betydning for behandlingsomkostningerne pr. tons, dvs. der forudsættes ikke at være væsentlige stordriftsfordele.⁵⁸ Ifølge Miljøstyrelsen (2002b) ligger langt de fleste forbrændingsanlægs bruttoomkostninger i intervallet 600-800 kr. pr. tons, med et vægtet gennemsnit efter affaldsmængderne på 671 kr. pr. tons. Vestforbrændingens bruttoomkostninger befinder sig således i den øvre ende af dette interval⁵⁹.

Det organiske affald forbrændes sammen med andet affald. Da der ikke vurderes at være særlige omkostninger forbundet med forbrænding af organisk affald, er det antaget, at omkostninger ved forbrænding med rimelighed kan baseres på en gennemsnitsbetragtning. I den

⁵⁶ jf. afsnit 5.1.1.

⁵⁷ jf. afsnit 5.1.2.2.

⁵⁸ Anlægget kører ikke på fuld kapacitet.

⁵⁹ Det opgivne interval i Miljøstyrelsen(2002b) er i 2000-priser. Bruttoomkostningerne for Vestforbrænding er på 793 kr./tons i 2000-priser ifølge bilagstabel A.11.

budgetøkonomiske analyse medtages endvidere affaldsafgiften i forbrændingsprisen.

Brændværdien for organisk affald er væsentlig mindre end brændværdien for gennemsnitligt brændbart affald. Der er korrigeret herfor ved beregningen af el/varme-produktion.

Tabel 6.3 Budgetøkonomiske omkostninger ved forbrænding af organisk dagrenovation

	Forbrændingsanlæg ^a
Behandlet mængde	483.000 tons
Anlæg	208.863.000 kr.
Drift	185.321.000 kr.
Samlede omkostninger	394.184.000 kr.
Samlede omkostninger, kr. pr. tons	816
Indtægter, kr. pr. tons	181
Nettoomkostning, kr. pr. tons	636
Afgift, kr. pr. tons	330
Omkostning i alt pr. tons	966 kr./tons

a: Opskrevet til 2001-priser

Beregningen af de budgetøkonomiske omkostninger for forbrænding kan findes i bilagstabel A.11.

De samlede omkostninger til udelt indsamling og forbrænding for et tons indsamlet organisk dagrenovation ligger på hhv. ca. 2.000 kr. og 1.400 kr. for enfamilie- og etageboliger, jf. tabel 6.4.

Tabel 6.4 Budgetøkonomiske omkostninger ved indsamling og forbrænding af 1 tons organisk dagrenovation.

	Enfamilieboliger	Etageboliger
Indsamlingsomkostninger kr. pr. tons(a)	1002	473
Forbrændingspris kr. pr. tons (b)	966	966
Samlede omkostninger til indsamling og behandling (a+b)	1968	1438

6.4 Budgetøkonomiske omkostninger for todelt indsamling

De budgetøkonomiske omkostninger for de tre modeller for todelt indsamling er vist i tabel 6.5.

For hver af de tre todelte indsamlingsmodeller er vist indsamlingsomkostningerne (investering og drift) fordelt på enfamilie- og etageboliger. For model III (Århus) indgår den optiske sortering som en del af indsamlingssystemet.

For enfamilieboliger er det dyreste system model II (Kbh./Frb.), som koster 1.018 kr. pr. husstand om året. Dette skyldes især højere driftsomkostninger⁶⁰ sammenlignet med de to øvrige modeller. Der er ikke de store udsving i omkostningerne for etageboliger mellem de tre modeller. Omkostningerne ligger på ca. 300 kr. pr. husstand pr. år.

⁶⁰ Da restaffaldet indsamles som hidtil (kun med mindre besparelse) er indsamlingen af den organiske dagrenovation en ekstraomkostning i Model II.

De årlige indsamlingsomkostninger pr. tons samlet affald ligger i størrelsesordenen 1.300-2.000 kr. for enfamilieboliger og ca. 700-800 kr. for etageboliger. Den billigste model pr. tons for den to-delte indsamling er model III for enfamilieboliger og model II for etageboliger.

Til sammenligning koster den udelte indsamling ca. 1.000-1.100 kr./tons for enfamilieboliger og ca. 500-600 kr./tons for etageboliger, jf. tabel 6.2.

Tabel 6.5 Budgetøkonomiske omkostninger for tre modeller for todelte indsamling.

Kr. pr. husstand pr. år	Todelt indsamling																	
	Organisk affald						Restaffald						Affald i alt					
	Enfamilie			Etagé			Enfamilie			Etagé			Enfamilie			Etagé		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Indsamling																		
• Anlæg	73	121		16	17		74	41		67	24		147	161	40	82	41	44
• Drift	305	412		129	125		331	445		124	140		636	857	540	253	265	218
I alt	378	533		144	141		405	485		191	165		783	1018	579	334	306	262
Optisk sortering																		
• Anlæg																		
• Drift																		
I alt															101			82
<i>Indsamling, kr./husstand/år</i>	<i>378</i>	<i>533</i>		<i>144</i>	<i>141</i>		<i>405</i>	<i>485</i>		<i>191</i>	<i>165</i>		<i>783</i>	<i>1018</i>	<i>680</i>	<i>334</i>	<i>306</i>	<i>344</i>
Indsamlet mængde, tons/husstand/år	0,208			0,094			0,307			0,322			0,515			0,416		
<i>Indsamling, kr. pr. tons pr. år</i>	<i>1818</i>	<i>2560</i>		<i>1543</i>	<i>1509</i>		<i>1320</i>	<i>1581</i>		<i>591</i>	<i>511</i>		<i>1521</i>	<i>1977</i>	<i>1321</i>	<i>805</i>	<i>736</i>	<i>828</i>

6.5 Indsamlingsomkostninger pr. tons organisk affald for todelte indsamling

Det relevante er imidlertid indsamlingsomkostningerne pr. tons *opgjort separat for det organiske affald* og ikke for det samlede affald (som vist i tabel 6.5). Det er hhv. de budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger for indsamling og behandling af *organisk affald*, der beregnes og sammenlignes for de tre behandlingsalternativer og fem forskellige scenarier⁶¹.

Det vil ikke være korrekt blot at anvende omkostninger pr. tons for det organiske affald, som beregnet i tabel 6.5 For det første kan de ikke opgøres isoleret for model III, der indsamler udelt og efterfølgende foretager optisk sortering. For det andet har omkostningerne for den todelte indsamling i model I og II indflydelse på omkostningerne for indsamlingen af restaffald. Indsamlingen af restaffaldet bliver billigere pr. husstand, men dyrere pr. tons, idet der nu er en mindre mængde i forhold til den oprindelige udelte indsamling.

Indsamlingsomkostningerne opgjort pr. tons organisk affald er opgjort på følgende måde:

Som udgangspunkt antages det, at restaffaldet skal koste det samme pr. tons ved den todelte indsamling som hidtil, dvs. ved den udelte indsamling. Således holdes omkostningerne pr. tons restaffald uændret ved udelt og todelte indsamling.

Indsamlingsomkostningerne pr. tons ved udelt indsamling er vist i første linie i tabel 6.6.

Tabel 6.6 Todelte indsamling. Indsamlingsomkostninger pr. tons organisk affald

Model	Enfamilie			Etage		
	I	II	III	I	II	III
Udelt indsamling, kr. pr. tons (fra tabel 6.2); a	1119	1002	1028	508	473	559
Todelte indsamling, kr./husstand/år (fra tabel 6.5); b	783	1.018	680	334	306	344
Udelt indsamling, kr./husstand/år (fra tabel 6.2); c	576	516	529	211	197	232
Omkostningsstigning pga. todelte indsamling, kr. pr. husstand; b-c=d	207	502	151	124	109	112
Indsamlet mængde organisk affald, tons /husstand/år (fra tabel 6.5); e	0,208	0,208	0,208	0,0936	0,0936	0,0936
Omkostningsstigning pga. todelte indsamling, kr. pr. tons organisk affald; d/e=f	995	2412	726	1322	1167	1196
<i>Todelte indsamling, kr. pr. tons organisk affald; a+f</i>	<i>2114</i>	<i>3415</i>	<i>1754</i>	<i>1830</i>	<i>1640</i>	<i>1754</i>

⁶¹ Jf. afsnit 4.4.

Stigningen i indsamlingsomkostninger for den todelte indsamling i forhold til den oprindelige indsamling – den udelte indsamling – tillægges indsamling af det organiske affald. Dette er begrundet med, at det er af hensyn til det organiske affald, at man foretager den todelte indsamling. Derfor bør de ekstra omkostninger, som dette medfører, overvælttes på det organiske affald.

Omkostningsstigningen som følge af todelte indsamling pr. husstand pr. år fremgår af anden linie i tabel 6.6 Denne omkostningsstigning er opgjort pr. tons organisk affald i tredje linie. Boks 6.2 viser et eksempel på beregning af omkostningerne pr. tons organisk affald.

Boks 6.2 Beregning af indsamlingsomkostninger pr. tons organisk affald, enfamiliebolig, model I.

<p><i>Udelt indsamling</i> Den udelte indsamling koster 576 kr. årligt pr. husstand, jf. tabel 6.2. Der indsamles 0,515 tons affald årligt pr. husstand, jf. tabel 6.5 Den udelte indsamling koster 1119 kr./tons, jf. tabel 6.2.</p> <p>Den indsamlede mængde affald på 0,515 tons/år fordeler sig med 0,208 tons organisk affald og 0,307 tons restaffald, jf. tabel 6.5. Det organiske affald udgør således 40,4 pct. af den samlede affaldsmængde ($0,208/0,515=0,404$). Restaffaldet udgør de resterende 59,6 pct.</p> <p>I den udelte indsamling indsamles det organiske affald og restaffaldet samlet. Omkostningen for den enkelte fraktion pr. husstand kan derfor opgøres i forhold til mængden af den enkelte affaldsfraktion. Den årlige omkostning pr. husstand for organiske affald er dermed $0,404*576 \text{ kr.}=233 \text{ kr.}$ Restaffaldet koster de resterende ($0,596*576=$) 343 kr. årligt pr. husstand.</p> <p><i>Todelte indsamling – prisen pr. tons organisk affald</i> Den todelte indsamling koster 783 kr. årligt pr. husstand, jf. tabel 6.5. Indsamling af det organiske affald koster summen af</p> <ul style="list-style-type: none">• Den oprindelige omkostning pr. tons ved udelte indsamling: $233 \text{ kr.}/0,208= 1119 \text{ kr.}/\text{tons}$.• Omkostningsstigning ved todelte indsamling i forhold til udelte indsamling udgør $783-576 = 207 \text{ kr.}$ Dette beløb skal divideres med den organiske mængde affald på 0,208 tons/år: $207/0,208=995 \text{ kr.}/\text{tons}$. <p>Indsamling af det organiske affald koster dermed $233/0,208 + 207/0,208 = 1119+995= 2114 \text{ kr.}/\text{tons}$ organisk affald, jf. tabel 6.6.</p> <p>Restaffaldet koster $343 \text{ kr.}/0,307= 1119 \text{ kr.}/\text{tons}$, dvs. det samme som ved den udelte indsamling.</p>
--

Omkostningerne pr. tons organisk affald er således opgjort som

- de oprindelige omkostninger pr. tons affald (ved den udelte indsamling)
- tillagt stigningen i de årlige omkostninger pr. husstand mellem udelte og todelte indsamling divideret med den organiske mængde affald.

Denne metode er anvendt for alle tre modeller⁶², jf. tabel 6.6. Den billigste løsning er model III (Århus) for enfamilieboliger og model II (Kbh./Frb.) for etageboliger.

Beregningen af de budgetøkonomiske omkostninger for todelte indsamling kan ses i bilag A.4 – A.8.

⁶² For model III vedrører omkostningsstigningen den optiske sortering samt dertil knyttede tiltag.

6.6 Forbehandling

For at kunne sammenligne omkostninger ved forbehandling til bioforgasning med skrueseparatoren og rullesigte er begge dele opgivet, jf. tabel 6.7. Ligeledes er der opgivet et omkostningsskøn for for/efterbehandling ved central kompostering.

Forbehandlingsomkostningerne fra Aalborg er baseret på et projekteret anlæg. Der er taget udgangspunkt i de projekterede omkostninger ved fuld kapacitet.

Da forbehandlingsomkostningerne i Herning ikke kører på fuld kapacitet, men kun ca. 40 pct. kapacitet, er der foretaget et skøn, hvor driftsomkostningerne er skaleret op med forholdet mellem den aktuelt behandlede mængde og kapaciteten⁶³. De budgetøkonomiske omkostninger er vist for både 40 pct. og den skønnede fulde kapacitet. Der er indhentet et skøn for de samlede for- og efterbehandlingsomkostninger ved central kompostering fra et anlæg i Norge.

Tabel 6.7 Budgetøkonomiske omkostninger ved forbehandling

	Forbehandling bioforgasning			Forbehandling central kompostering
	Skrueseparator (Aalborg)	Rullesigte (Herning)	Rullesigte, fuld kapacitet (Herning)	For- og efterbehandling ved central kompostering
Behandlet mængde	10.100 tons	4.000 tons	9.000 tons	10.000-20.000 tons
Anlæg (årligt)	1.944.000 kr.	788.000 kr.	788.000 kr.	
Drift	1.208.000 kr.	438.000 kr.	648.000 kr.	
Samlede omkostninger	3.152.000 kr.	1.226.000 kr.	1.436.000 kr.	
Samlede omkostninger pr. tons	312 kr./tons	307 kr./tons	160 kr./tons	Ca. 100 kr./tons

Forbehandling med skrueseparator ligger omkring 300 kr./tons. Da forbehandling med skrueseparator anses for at være den relevante forbehandlingsmetode ved bioforgasning, bruges dette tal i analysen. For- og efterbehandlingen ved central kompostering er anslået til 100 kr./tons.

Beregningen af de budgetøkonomiske omkostninger for forbehandling kan findes i bilagstabel A.9 og A.10.

6.7 Bioforgasning

Ved både bioforgasning og central kompostering behandles det organiske affald sammen med andre fraktioner hhv. gylle og have/parkaffald. Det er derfor nødvendigt at gøre nogle antagelser om, hvorledes det er rimeligt at fordele omkostninger (og indtægter) fra den organisk affaldsfraktion.

Omkostningerne for bioforgasning er baseret på et mellemstort biogasfællesanlæg; et såkaldt A2 anlæg⁶⁴, jf. tabel 6.8. Det er vurderet, at der ikke kræves ekstraomkostninger til bioforgasning af organisk dagrenovation under forudsætning af en passende renhed af det organiske affald. Dette vurderes at kunne opnås med den valgte forbehandling (skrueseparator).

⁶³ Det er kun de driftsomkostninger, der varierer med kapaciteten, der er skaleret op

⁶⁴ Jf. Nielsen, L.H., m.fl.(FØI) (2002).

Omkostningerne til bioforgasning er dermed fordelt på anlæggets samlede kapacitet (20 pct. organisk dagrenovation og 80 pct. gylle). Der indgår endvidere transportomkostninger til indsamlingen og tilbagekørslen af gyllen og den organiske del. Disse transportomkostninger (til indhentning og tilbagekørsel) er ligeledes fordelt på såvel gylle som organisk affald.

Det beskrevne anlæg er et mesofilt anlæg, men det vurderes, at der ikke ville være væsentligt større omkostninger ved anlæg og drift af et termofilt anlæg⁶⁵.

Det er udelukkende omkostningerne, der er hentet fra Fødevareøkonomisk Instituts rapport. Indtægten fra biogasanlægget i form af salg af biogas og el er udregnet specifikt for den organiske del, hvilket betyder en væsentligt større el- og gasproduktion end ved gennemsnitsbetragtning pga. et meget større biogaspotentiale i det organiske affald i forhold til gylle.

I den budgetøkonomiske analyse medtages endvidere elproduktions-tilskuddet for el produceret på biogas.

Tabel 6.8 Budgetøkonomiske omkostninger ved bioforgasning

	"Dagens Anlæg" ^a
Behandlet mængde	200.750 tons
• Heraf organisk affald	40.150 tons
Anlæg (årligt)	5.824.000 kr.
Drift	3.131.000 kr.
Samlede omkostninger	8.955.000 kr.
Samlede omkostninger, kr. pr. tons	45
Indtægter ^b , kr. pr. tons	245
Samlede netto-omkostninger, kr. pr. tons	-200

a: Data fra Fødevareøkonomisk Institut(FØI) (2002) opskrevet til 2001-priser.

b: Indtægterne er relateret specifikt til den organiske affaldsdel. Indtægterne er inklusive elproduktionstilskud.

Beregningen af de budgetøkonomiske omkostninger for bioforgasning kan ses i bilag A.12.

Biogasanlæggene har meget høje indtægter ved el- og gassalg, jf. tabel 6.8. Dette skyldes tildels elproduktionstilskuddet på 27 øre/kwh. Under de givne forudsætninger giver "Dagens Anlæg" således et overskud svarende til ca. 200 kr./tons behandlet organisk affald.

Ved bioforgasning af et tons indsamlet organisk dagrenovation frasorteres ca. 35 pct. som rejekt, der går til forbrænding, jf. tabel 6.9.

De samlede omkostninger ved todelt indsamling og bioforgasning ligger på ca. 2.300 kr./tons indsamlet organisk affald for den billigste indsamlingsmetode, jf. tabel 6.9.

⁶⁵ Jf. Hjort-Gregersen, K. (2002).

Tabel 6.9 Budgetøkonomiske omkostninger ved indsamling og bioforgasning af 1 tons organisk dagrenovation.

Model	Enfamilie			Etagé		
	I	II	III	I	II	III
Indsamlingsomkostninger kr. pr. tons (a)	2114	3415	1754	1830	1640	1754
• Forbehandling kr. pr. tons	312					
Affaldsmængde til bioforgasning pr. tons indsamlet organisk affald	0,65 tons					
• Bioforgasning kr./behandlet tons	-200					
• Omkostninger til bioforgasning i alt kr./indsamlet tons (0,65 tons* -200 kr./tons)	-130					
Omkostninger for forbehandling og bioforgasning (b)	182					
<i>Forbrænding</i>						
Samlet mængde affald til forbrænding pr. indsamlet tons	0,35 tons					
• Forbrænding kr. pr. tons (inkl. afgift)	966					
• Omkostninger til forbrænding i alt (c=0,35 tons*966 kr./tons)	338					
Samlet omkostninger pr. indsamlet tons organisk affald inkl. Forbrænding (a+b+c)	2634	3934	2274	2350	2160	2274

6.8 Central kompostering

Data for omkostningerne ved central kompostering stammer dels fra et milekomposteringsanlæg og dels fra et reaktorkomposteringsanlæg, jf. tabel 6.10.

Milekomposteringsanlægget i Odense komposterer slam og have/parkaffald i forholdet 45/55 på friskvægtbasis. Det er vurderet, at anlægget ville kunne erstatte slammet med organisk dagrenovation. Dette vil dog kræve en for/efterbehandling, som vil generere et restprodukt. Have/parkaffaldet skal under alle omstændigheder komposteres, og der kan derfor ikke ses bort fra omkostningerne ved kompostering af denne fraktion.

Det er imidlertid meget vanskeligt at fordele omkostningerne på slam/organisk affald og have/parkaffald, og derfor er der gjort nogle grove skøn.

Det er således valgt at fordele anlægsinvesteringerne ligeligt på slam (organisk affald) og have/parkaffaldet, da disse omkostninger i en vis grad er mængdeafhængige og dermed afhænger af den samlede kapacitet, som anlægget behandler. Det er dog formentlig en overvurdering af anlægsomkostningen for have/parkaffald, da man næppe ville bygge så omfattende et anlæg udelukkende til kompostering af have/parkaffald. Driftsomkostningerne derimod må i størst omfang tilskrives den organiske affaldsfraktion, da komposteringen af organisk dagrenovation stiller øgede krav til processtyring. Det er antaget, at alle driftsomkostninger vedrører den organiske affaldsfraktion, hvilket dog er en undervurdering af omkostningerne for have/park affald, da der vil være visse mindre driftsomkostninger forbundet med kompostering af denne affaldsfraktion. Det har desværre ikke været muligt at udspecificere omkostningerne mere detaljeret.

De indsamlede data for det finske reaktorkomposteringsanlæg er omregnet til danske priser. I omkostningen til reaktorkompostering indgår forbehandling.

Generelt er der gjort en antagelse om, at salgsprisen på kompost er 10 kr. pr. tons⁶⁶.

Tabel 6.10 Budgetøkonomiske omkostninger ved central kompostering.

	Milekompostering (Odense)	Reaktorkompostering ^a (Finland)
Behandlet mængde	68.000 tons	17.000 tons
Heraf organisk affald	38.000 tons	7.000 tons
Anlæg	5.838.000 kr. ^b	
Drift	3640.000 kr.	
Samlede omkostninger	9.478.000 kr.	
Indtægter	300.000 kr.	
Nettoomkostninger	9.178.000 kr.	
Samlede netto-omkostninger pr. tons	177 kr./tons ^c	503 kr./tons

a: Data fra finsk anlæg, detaljer fortrolige;

b: Opskrevet til 2001-priser, inkl. forbehandling

c: kapitalomkostningerne er fordelt på hele kapaciteten, driftsomkostningerne udelukkende på den organiske del.

Reaktorkompostering koster ca. 500 kr./tons inkl. forbehandling, jf. tabel 6.8.

Da data for milekomposteringsanlægget bygger på et konkret eksisterende anlæg, og ikke nødvendigvis repræsenterer et anlæg, som man ville bygge det i dag, er det muligt at behandlingsomkostningen herfor er overvurderet.

Det antages i analysen, at en eventuel fremtidig udbygning med komposteringsanlæg vil blive fordelt ligeligt på de to anlægstyper til trods for at milekompostering er væsentligt billigere. Dette skyldes, at dele af den organiske affaldsfraktion skal behandles højteknologisk (reaktorkompostering) bl.a. pga. af nye EU-regler om animalske biprodukter. Der regnes derfor videre på et gennemsnit i analysen, altså ca. 350 kr./tons.

For central kompostering antages 15 pct. frasorteret som rejekt under for- og efterbehandling og forbrændt jf. tabel 6.11.

De samlede budgetøkonomiske omkostninger for todelt indsamling og central kompostering ligger tæt på omkostningerne for bioforgasning omkring 2.250 kr./indsamlet tons organisk affald for enfamilie- og etageboliger jf. tabel 6.11.

⁶⁶ Jf. Bundgaard et al. (1993), side 48.

Tabel 6.11 Budgetøkonomiske omkostninger ved indsamling og central kompostering af 1 tons organisk dagrenovation.

Model	Enfamilie			Etage		
	I	II	III	I	II	III
Indsamlingsomkostninger kr. pr. tons (a)	2114	3415	1754	1830	1640	1754
<ul style="list-style-type: none"> • For/efterbehandling kr. pr. tons^a 	50					
Affaldsmængde til bioforgasning pr. tons indsamlet organisk affald	0,85 tons					
<ul style="list-style-type: none"> • Central kompostering kr./tons behandlet affald 	340					
<ul style="list-style-type: none"> • Central kompostering pr. tons indsamlet affald (0,85 tons* 352 kr./tons) 	289					
Omkostninger for forbehandling og central kompostering (b)	339					
<i>Forbrænding</i>						
Samlet mængde affald til forbrænding pr. indsamlet tons	0,15 tons					
<ul style="list-style-type: none"> • Forbrænding kr. pr. tons (inkl. Afgift) 	966					
<ul style="list-style-type: none"> • Omkostninger til forbrænding i alt (c=0,15 tons* 966 kr./tons) 	145					
<i>Samlet omkostninger pr. indsamlet tons organisk affald inkl. Forbrænding (a+b+c)</i>	2598	3899	2238	2314	2124	2238

a: Kun medregnet forbehandlingsomkostninger for milekompostering. Omkostningerne for reaktorkompostering er inkl. forbehandling.

7 Velfærdsøkonomi for behandlingsalternativer

I modsætning til den budgetøkonomiske analyse, hvor fokus er på konsekvenserne for de enkelte parter økonomi⁶⁷, sætter den velfærdsøkonomiske analyse fokus på konsekvenserne for hele samfundets velfærd. I den velfærdsøkonomiske analyse beskrives, hvorledes en ændret affaldshåndtering vil påvirke samfundets velfærd som følge af ændringen i ressourceforbruget og miljøets tilstand. Afgifter og tilskud, som i princippet blot fungerer som omfordelinger i samfundet, medtages ikke i denne del af analysen. Miljøkonsekvenserne prissættes i det omfang, det er muligt.

I dette kapitel ansues som i de to foregående kapitler de rene behandlingsalternativer. De velfærdsøkonomiske omkostninger forbundet med hhv. indsamling, forbehandling og behandling opgøres. Endvidere forsøges de miljøkonsekvenser, der er forbundet med de tre behandlingsalternativer, værdisat. De øvrige miljøkonsekvenser anføres i fysiske mængder.

Miljøkonsekvenserne såvel som de slutprodukter, der relaterer sig til de tre behandlingsformer, opgøres i denne del af analysen specifikt for den organiske del. Miljøkonsekvenserne er hentet fra livscyklusmodellen ORWARE. I den velfærdsøkonomiske analyse for de enkelte behandlingsalternativer medtages altså ikke de slutprodukter (el, varme og gødning), der konkret er opgivet fra de anlæg, data er hentet fra, men derimod de slutprodukter, som er modelleret i ORWARE-modellen.

Det er valgt kun at vise den billigste indsamlingsmetode til todelt indsamling, som er indsamlingsmodel II (udelt indsamling med efterfølgende optisk sortering)⁶⁸.

Opgørelse af beregningspriser

I den budgetøkonomiske analyse anvendes for producenternes vedkommende markedspriser opgjort ekskl. afgifter, som refunderes, idet disse reelt ikke belaster sektorens økonomi. Afgifter, der refunderes, er typisk moms. Derved fås et udtryk for, hvor meget sektoren skal betale for miljøtiltaget, jf. kapitel 6. Disse priser vil altså være ekskl. moms og andre afgifter, der refunderes, men inkl. f.eks. grønne afgifter. Når der er tale om forbrugsgoder (dvs. for forbrugernes vedkommende) anvendes prisen inkl. alle afgifter og subsidier.

I den velfærdsøkonomiske analyse skal priserne afspejle befolkningens marginale betalingsvillighed for goderne. Priserne, som producenterne (her behandlingssanlæg) betaler, er yderst sjældent de samme som befolkningen er villig til at betale. Befolkningen betaler også en række afgifter, som lægges oven i producenternes priser.

Derfor skal producenternes priser bringes op på niveauet for befolkningens

⁶⁷ I den budgetøkonomiske analyse i kapitel 6 blev det valgt at pålægge husholdningerne samtlige omkostninger, da det er et brugerbetalt område, jf. indledningen til kapitel 6.

⁶⁸ Model II er den billigste løsning for enfamilieboliger, mens model III er den billigste for etageboliger. Samlet set er model II dog den billigste løsning, idet forskellen for etageboliger er forholdsvis moderat.

betalingsvillighed til såkaldte beregningspriser. Beregningspriserne er dermed et udtryk for de endelige anvendte ressourcers værdi for forbrugerne. Dette svarer til køberpriser for de goder, som ressourcerne alternativt kunne være anvendt til at producere, der igen er lig med værdien af de mistede forbrugsgoder.

Hvis man har kendskab til de endelige markeds- eller køberpriser for de mistede forbrugsgoder, bør disse selvfølgelig benyttes. Dette vil derimod langt fra i praksis være tilfældet. Derfor benyttes en "genvejs"-løsning. Der benyttes en faktor, der udtrykker det generelle afgiftsniveau i samfundet. Denne faktor kaldes den generelle nettoafgiftsfaktor og er teknisk beregnet som forholdet mellem BNP og BFI, dvs. bruttonationalproduktet opgjort i køberpriser og bruttonationalproduktet opgjort i faktorpriser (priser uden afgifter og subsidier). Dette forhold har i de senere år ligget på 1,17.

Ved at multiplicere producenternes priser med den generelle nettoafgiftsfaktor fås de velfærdsøkonomiske priser (også kaldet beregningspriser), der er et udtryk for den endelige markedspris for de mistede alternative forbrugsgoder.

Importerede og eksporterede goder (dvs. varer der handles internationalt) har et andet afgiftstryk end nationalt producerede goder på grund af told, eksportsubsidier og subsidier til indenlandsk producerede varer (subsidier kan opfattes som negative skatter). Derfor anvendes en særlig nettoafgiftsfaktor for internationalt handlede goder. Der anvendes således to afgiftsfaktorer: den generelle nettoafgiftsfaktor på 1,17 for nationalt handlede goder og nettoafgiftsfaktor på 1,25 for internationalt handlede goder, jf. Flemming Møller m.fl. (2000), afsnit 3.3.9 og 3.3.10.

Virksomhedernes (producenternes) grønne afgifter er medregnet i de priser, som ganges med nettoafgiftsfaktoren. Der skal nemlig bruges de priser, der er aktuelle for virksomhederne, og som de reagerer på. Nettoafgiftsfaktoren burde derfor i virkeligheden opgøres ekskl. grønne afgifter (for virksomheder), således at de ikke blev regnet med dobbelt. Denne korrektion er imidlertid uden praktisk betydning for nettoafgiftsfaktorens størrelse.

Hvis producenterne antages at profitmaksimere, vil producentpriserne på de færdige produkter være lig de marginale omkostninger ved at producere dem. I analyserne beregnes typisk producenternes omkostninger og dermed de gennemsnitlige omkostninger, som vil være lavere end de marginale omkostninger. De gennemsnitlige omkostninger benyttes som indikator på de marginale, som i praksis er særdeles vanskelige at beregne.

Kalkulationsrente

I den budgetøkonomiske analyse anvendes en kalkulationsrente på 6 pct., der udtrykker den aktuelle reale rentesats før skat og dermed alternative afkastrate. I den velfærdsøkonomiske analyse bruges den tidspræferencebaserede kalkulationsrente på 3 pct., jf. afsnit 4.3 i Flemming Møller m.fl. (2000).

Opgørelse af investeringer

I den budgetøkonomiske analyse opgøres udgifterne til investeringer som de faktiske omkostninger. Nutidsværdiberegningen og en evt. annuisering sker ved anvendelse af den aktuelle reale rentesats før skat, som afspejler den alternative afkastrate. I den velfærdsøkonomiske analyse indarbejdes de alternative afkastmuligheder ved at beregne nutidsværdien af de forbrugsmuligheder, som miljøtiltagets investeringsbeløb alternativt afkaster. Nutidsværdien af de alternative afkastmuligheder udtrykkes ved en såkaldt forrentningsfaktor på kapital.

Teknisk gøres dette ved at multiplicere investeringen med denne forrentningsfaktor, som afspejler nutidsværdien af de alternative afkastningsmuligheder. Som forrentningsfaktor er anvendt

$(q/r) * (1 - (1/(1+r)^T)) + (1/(1+r)^T)$; hvor q er den alternative afkastrate, r er den samfundsøkonomiske kalkulationsrente og T er tidshorisonten, jf. side 89 i Flemming Møller (1989), Flemming Møller m.fl. (2000) samt supplement hertil af 15. august 2001 om forrentningsfaktor og diskontering.

Investeringerne er derfor multipliceret med en forrentningsfaktor udregnet med en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 3 pct. og en alternativ afkastrate på 6 pct. Investeringerne spredes ud over den forventede levetid (annuiseres) med en kapitalindvindingsfaktor udregnet med en velfærdsøkonomisk kalkulationsrente på 3 pct.

De detaljerede velfærdsøkonomiske beregninger ses i bilagstabel B1-B13. Miljøkonsekvenserne fra ORWARE-analysen og prissætningen af disse kan ses i bilag C.1- C.6.

7.1 Prissætning af miljøeffekter

Stort set samtlige de miljøeffekter, som det har været muligt at opgøre i mængder, er prissat. Såvel emissioner til luft som udledninger af tungmetaller til luft og vand er prissat, jf. tabel 7.1. Tungmetaller i fast form har det dog ikke været muligt at værdisætte.

I denne analyse finder stort set alle miljøeffekter sted i Danmark. Undtaget herfra er miljøeffekterne fra den kompenserende gødningsproduktion i form af handelsgødning, som både kan finde sted i Danmark og i udlandet, samt miljøeffekter ved supplerende/kompenserede elproduktion, f.eks. kulbrydning. De miljøeffekter, der med sikkerhed foregår i udlandet i denne analyse, er derfor meget små sammenlignet med de miljøeffekter, der sker indenlands. De er ligeledes ikke opgjort særskilt i den livscyklusanalyse (ORWARE), hvorfra miljøkonsekvenserne er genereret, og det har derfor været nødvendigt at lade dem indgå på lige fod med nationale effekter i analysen. Dette vurderes ikke at have betydning for analysens resultater.

Det skal understreges, at værdisætningen er forbundet med store usikkerheder. Bl.a. er estimaterne for tungmetaller taget fra et norsk studie⁶⁹, hvilket kan være problematisk at overføre til danske forhold. Endvidere er ikke alle de valgte prissætningsestimater opgjort efter velfærdsøkonomiske værdisætningsmetoder. Derfor skal prissætningen anskues som et overslag over størrelsesordenen af miljøkonsekvensernes velfærdsøkonomiske værdi.

Der er dog en række fordele ved genanvendelse af organisk dagrenovation gennem bioforgasning og central kompostering, som det ikke har været muligt at kvantificere og dermed heller ikke er prissat. Dette skyldes især, at størrelsesordenen af effekterne er usikre. Det gælder f.eks. forbedret jordstruktur og vandbindingsevne, reduceret behov for pesticidanvendelse og eventuel forbedret slaggekvantitet fra forbrændingen af restaffaldet.

Resultaternes følsomhed overfor prissætningen af miljøkonsekvenserne er undersøgt i følsomhedsanalyser, jf. kap. 9.

⁶⁹ Jf. ECON (2000).

Tabel 7.1 Prissætningsestimater, kr./kg (2001-priser).

	Land (baggrunds- emission)	Mellemstore byer (0,1 mill. indbyg.)	Storbyer (over 1 mill. indbyggere)
<i>Emissioner til luft</i>			
CO ₂	0,243	0,243	0,243
CH ₄	5,1 ^a	5,1 ^a	5,1 ^a
N ₂ O	75,3 ^b	75,3 ^b	75,3 ^b
CO	0,01	0,01	0,01
NO _x	25,7	25,7	25,7
SO _x	25,7	71,0	369,4
Partikler (PM ₁₀)	430 ^c	430 ^c	430 ^c
NMVOC	55,6	55,6	55,6
Dioxin	1.403.000.000	1.403.000.000	1.403.000.000
NH ₃	26	26	26
Bly (Pb)	65.712	65.712	65.712
Cadmium (Cd)	55.113	55.113	55.113
Kviksølv (Hg)	28.616	28.616	28.616
Kobber (Cu)	318	318	318
Crom (Cr)	592.467	592.467	592.467
Nikkel (Ni)	9.645	9.645	9.645
Zink (Zn)	0,64	0,64	0,64
<i>Emissioner til vand</i>			
Dioxin (aq)		590.000.000	
NO ₃ (aq)		5,2	
Bly (Pb), (aq)		52.993	
Cadmium (Cd), (aq)		214.094	
Kviksølv (Hg), (aq))		3.645.953	
Kobber (Cu), (aq)		212	
Crom (Cr), (aq)		18.018	
Nikkel (Ni), (aq)		12.718	
Zink (Zn), (aq)		10,6	

a: Omregnet til CO₂-ækvivalenter (21:1)

b: Omregnet til CO₂-ækvivalenter (310:1)

c: Prisen gælder for transport. For behandling er anvendt en pris på 51,45 kr./kg

For prisen på CO₂ er anvendt alternativomkostninger i form af Energistyrelsens estimerede marginale omkostninger ved tiltag til reduktion af CO₂-emission⁷⁰. Alternativomkostningen er en relevant pris på CO₂, når der er fastsat en politisk målsætning på området. Regeringen har ladet udarbejde en ny klimastrategi, hvor marginalomkostninger ved nye reduktionstiltag samt opdaterede marginalomkostninger fra Energistyrelsens rapport indgår. Endvidere er der estimeret en pris på internationalt handlede CO₂-kvoter. Klimastrategien er netop offentliggjort, og de nye tal er medtaget i en følsomhedsanalyse. CH₄ og N₂O er også drivhusgasser, men mere potente end CO₂. Prisen på CH₄ og N₂O er derfor beregnet med udgangspunkt i prisen på CO₂. Prisen for emissioner af NO_x, SO_x og VOC stammer fra EU-Kommissionens database BeTa, der indeholder en række reviderede beregningspriser for de marginale eksterne omkostninger ved luftforurening. BeTa databasen er en videreudvikling af kommissionens tidligere database EksterneE. DMU peger i sin rapport om miljøøkonomiske beregningspriser⁷¹ på, at priserne fra BeTa for luftemissioner er fagligt mere velbegrundede end priserne i EksterneE, som bl.a. er brugt af Finansministeriet⁷². For SO_x opererer BeTa med forskellige priser for land,

⁷⁰ Jf. Energistyrelsen (2001).

⁷¹ Jf. DMU (2003a).

⁷² Finansministeriets anbefalede priser fremgår af Finansministeriet (2001).

mellemstore og større⁷³ byer. I analysen er for transport anvendt en fordeling på land, mellemstore og storbyer på hhv. 30 pct., 30 pct. og 40 pct. Tilsvarende fordeling er anvendt for forbrænding og el- og varmeproduktion. For bioforgasning og central kompostering er alene anvendt prisen for land, og for handelsgødning er alene brugt prisen for mellemstor by. Prisen for CO er hentet fra Finansministeriet⁷⁴, og kilden hertil er EU-kommissionens ExternE studie.

Prisen på dioxin er et foreløbigt beregningseksempel⁷⁵. For partikler er for behandling brugt prisen fra Finansministeriets ovennævnte rapport, mens der for transport er anvendt Det Økonomiske Råds estimat⁷⁶.

For NH₃ er anvendt de laveste alternativomkostninger hentet fra en DMU-rapport, hvor der er opgjort marginale omkostninger på landbrugsområdet til at reducere NH₃-udledningen⁷⁷.

Samtlige priser for tungmetaller (både til luft og til vand) er hentet fra en norsk rapport udarbejdet af ECON. For NO₃-udledning til vand er anvendt alternativomkostning i form af den laveste marginalomkostning for reduktion af NO₃ ifølge Midtvejsevalueringen af Vandmiljøplan II⁷⁸.

Alle priser er omregnet til 2001-niveau.

7.2 Sammenligning af de velfærdsøkonomiske omkostninger for forbrænding, bioforgasning og central kompostering

Sammenlignes de velfærdsøkonomiske omkostninger for udelt indsamling og forbrænding med todelt indsamling med genanvendelse er det ca. 600-1.200 kr. dyrere pr. tons indsamlet organisk affald for samfundet at genanvende det organiske affald ved bioforgasning og ca. 700-1.300 kr. pr. tons dyrere ved central kompostering, jf. tabel 7.2. Her skal der dog tages højde for ikke værdisatte miljøkonsekvenser ved de tre behandlingsformer.

Forbrænding er således den billigste løsning, dernæst følger bioforgasning og den dyreste løsning er central kompostering.

Produkterne (el, varme og gødning) ved de forskellige behandlingsalternativer er prissat med en velfærdsøkonomisk beregningspris, som er summen af markedsprisen og prisen på de sparede miljøkonsekvenser (eksternaliteter), ved den alternative produktion.⁷⁹ For f.eks. bioforgasning hvor der både produceres gødning, el og varme opgøres værdien således som markedsprisen på handelsgødning, el og varme tillagt værdien af miljøkonsekvenserne ved den sparede produktion af disse produkter. Værdien af produktionen for et tons indsamlet organisk affald er hhv. 464 kr./tons for forbrænding, 549 kr./tons for bioforgasning og 113 kr./tons for central kompostering. For central kompostering betyder dette, under antagelse om at den komposterede

⁷³ Mellemstore byer har 100.000 til 1 million indbyggere, større byer har over 1 million indbyggere.

⁷⁴ Jf. Finansministeriet (2001).

⁷⁵ Jf. Andersen, Mikael S. (2003).

⁷⁶ Jf. Det Økonomiske Råd (2002).

⁷⁷ Jf. Illerup, J.B. m.fl. (2002).

⁷⁸ Jf. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut (2000) og Finansministeriet (2001).

⁷⁹ Heri indgår også opstrømseffekterne ved elproduktion, f.eks. brydning og transport af kul.

mængde udgør ½ - 1/3 af den behandlede mængde, at den færdige kompost prissættes til ca. 100-150 kr./tons.⁸⁰ (Se endvidere kap. 8).

Tabel 7.2 Vel færdsøkonomiske konsekvenser for forbrænding, bioforgasning og central kompostering af 1 tons organisk affald. Kr. pr tons organisk affald.

	Forbrænding		Bioforgasning		Central kompostering	
	Enfamilie	Etage	Enfamilie	Etage	Enfamilie	Etage
Indsamling i alt	1201	566	2063	2037	2063	2037
Behandling i alt	1060		794		585	
Miljøkonsekvenser i alt	132		202		93	
<i>Samlede velfærdsøkonomiske omkostninger</i>	<i>2392</i>	<i>1758</i>	<i>3058</i>	<i>3033</i>	<i>2740</i>	<i>2715</i>
Slutprodukter						
• El	154 kwh		255 kwh		23 kwh	
• Varme	730kwh		579 kwh		110 kwh	
Gødning						
• N	0		3,63 kg		2,48 kg	
• P	0		0,67 kg		0,97 kg	
• K	0		1,65 kg		2,37 kg	
Værdi af produkter fra affaldsbehandlingen ^a	464		549		113	
<i>Samlede velfærdsøkonomiske netto omkostninger</i>	<i>1928</i>	<i>1294</i>	<i>2509</i>	<i>2484</i>	<i>2627</i>	<i>2602</i>
<i>Ændring i forhold til forbrænding</i>	-		<i>581</i>	<i>1190</i>	<i>699</i>	<i>1308</i>
<i>Øvrige miljøkonsekvenser (tungmetaller i fast form), kg/tons affald</i>						
• Bly (Pb), (so)	i.o.		0,00178		0,00255	
• Cadmium (Cd), (so)	i.o.		2,31E-05		3,32E-05	
• Kviksølv (Hg), (so)	i.o.		4,97E-06		7,14E-06	
• Kobber (Cu), (so)	i.o.		0,00604		0,00867	
• Krom, (Cr), (so)	i.o.		0,00178		0,00255	
• Nikkel, (Ni), (so)	i.o.		0,00124		0,00179	
• Zink (Zn), (so)	i.o.		0,0142		0,0204	

a: Den samfundsøkonomiske pris, dvs. markedsprisen samt værdien af miljøkonsekvenser
i.o. ikke opgjort i livscyklusanalysen (tungmetal i slaggen)

Selve komposteringen er dyrere end bioforgasning. Til gengæld er for- og efterbehandlingen ved central kompostering meget billigere end ved bioforgasning, hvilket samlet giver en lavere forbehandlings- og behandlingspris for central kompostering end ved bioforgasning.

⁸⁰ Værdien af næringsstoffer pr. tons indsamlet organisk affald udgør ca. 44 kr./tons (de øvrige 49 kr./tons i den samlede værdi af produktionen udgøres af el og varme fra forbrænding af rejekt). Pr. behandlet tons svarer dette til 52 kr./tons, når der tages hensyn til 15 pct. rejekt. Da kun 1/3 - ½ ender som færdig kompost er prisfastsættelsen af den færdige kompost således 100-150 kr./tons.

I de følgende afsnit præsenteres beregningerne af de velfærdsøkonomiske omkostninger for de enkelte behandlingsformer, dvs. udelt indsamling med forbrænding samt todelt indsamling med hhv. bioforgasning og central kompostering.

7.3 Forbrænding

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved indsamling til forbrænding er på ca. 600 og 1.200 kr./tons indsamlet organisk affald for hhv. etage- og enfamilieboliger, jf. tabel 7.3.

Tabel 7.3 Velfærdsøkonomiske omkostninger ved forbrænding af 1 tons organisk affald. Kr. pr tons organisk affald.

	Enfamilieboliger	Etageboliger
Indsamling pr. tons		
• Anlæg	112 kr.	92 kr.
• Drift	1089 kr.	475 kr.
I alt	1201 kr.	566 kr.
Behandling		
• Anlæg		583 kr.
• Drift ^a		477 kr.
I alt		1060 kr.
Prissatte miljøkonsekvenser		
• Indsamling (transport) ^b		31 kr.
• Behandling		43 kr.
• Indirekte miljøeffekter ^c		59 kr.
I alt		132 kr.
Samlede omkostninger	2392 kr.	1758 kr.
Produkter fra affaldsbehandlingen		
• Produceret mængde el		154 kwh
• Samlet markedspris på el for den producerede mængde		46 kr.
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative elproduktion		110 kr.
• Produceret mængde varme		720 kwh
• Samlet markedspris på varme for den producerede mængde		49 kr.
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative varmeproduktion		259 kr.
Samlet værdi af produkter		464 kr.
Samlede velfærdsøkonomiske nettomkostninger	1928	1294
Øvrige miljøkonsekvenser, kg/tons affald		i.o.
• Bly (Pb), (so)		i.o.
• Cadmium (Cd), (so)		i.o.
• Kviksølv (Hg), (so)		i.o.
• Kobber (Cu), (so)		i.o.
• Krom, (Cr), (so)		i.o.
• Nikkel, (Ni), (so)		i.o.
• Zink (Zn), (so)		i.o.

a: inkl. bortskaffelse af restprodukt

b: De antages at miljøkonsekvenserne er de samme for indsamling fra etage og enfamilieboliger.

c: Up/downstream miljøeffekter fra ORWARE modellen

i.o. : ikke opgjort i livscyklusanalysen (tungmetal i slaggen)

For forbrændingsprocessen er den velfærdsøkonomiske omkostning på ca. 1.100 kr./tons. Værdien af miljøkonsekvenserne forbundet med indsamling og behandling udgør 132 kr./tons. De samlede omkostninger ved indsamling og forbrænding inkl. miljøeffekter udgør ca. 1.800-2.400 kr./tons, hvoraf værdien af miljøkonsekvenserne kun udgør 5-7 pct. Fratrækkes indtægterne ved slutprodukterne el og varme fås nettoomkostninger på ca. 1.300-1.900 kr./tons.

7.4 Bioforgasning

De samlede velfærdsøkonomiske omkostninger ved todelt indsamling og bioforgasning af et tons indsamlet organisk affald er på ca. 3.100 kr./tons for både etage- og enfamilieboliger, jf. tabel 7.4. Heraf udgør indsamlingsomkostningerne ca. 2.100 kr./tons.

Tabel 7.4 Velfærdsøkonomiske omkostninger ved bioforgasning af 1 tons organisk affald. Kr. pr tons organisk affald.

Indsamling	Enfamilieboliger		Etageboliger	
	• Anlæg	112 kr.		92 kr.
• Drift	1089 kr.		475 kr.	
• Optisk sortering ^a	834 kr.		1371 kr.	
<i>Indsamling i alt</i>	<i>2063 kr.</i>		<i>2037 kr.</i>	
Forbehandling				
• Anlæg	250 kr.		250 kr.	
• Drift	137 kr.		137 kr.	
<i>Forbehandling i alt</i>	<i>387 kr.</i>		<i>387 kr.</i>	
Behandling	Bioforgasning	Forbrænding	Bioforgasning	Forbrænding
• Anlæg	37 kr.	583 kr.	37 kr.	583 kr.
• Drift	17 kr.	477 kr.	17 kr.	477 kr.
<i>I alt</i>	<i>56 kr.</i>	<i>1060 kr.</i>	<i>56 kr.</i>	<i>1060 kr.</i>
Mængde	0,65 tons	0,35 tons	0,65 tons	0,35 tons
Omkostning	36 kr.	371 kr.	36 kr.	371 kr.
<i>Behandling i alt</i>	<i>407 kr.</i>		<i>407 kr.</i>	
Miljøkonsekvenser ^b				
• Indsamling (transport) ^c			54 kr.	
• Behandling			82 kr.	
• Spredning			30 kr.	
• Indirekte miljøeffekter ^d			35 kr.	
<i>Miljøeffekter i alt</i>	<i>202 kr.</i>			
<i>Omkostninger i alt</i>	<i>3058 kr.</i>		<i>3033 kr.</i>	
<i>Produkter fra affaldsbehandlingen⁸¹</i>				

⁸¹ Produkterne fra bioforgasningen angår udelukkende den organiske affaldsdel. Herved bliver værdien af produktionen høj, fordi biogasudbyttet for organisk dagrenovation er meget høj (125 m³/tons) i forhold til gylle (22 m³/tons). Ved en anden systemafgrænsning, hvor gyllen været medtaget skulle et gennemsnitligt biogasudbytte af gylle og organisk dagrenovation havde været benyttet, hvilket med en fordeling på gylle og organisk dagrenovation på 80/20 ville være ca. 43 m³/tons. Værdien af el og varme ville således have været 171 kr./tons i stedet for 502 kr./tons. De positive miljøeffekter af at bioforgasse gylle og organisk dagrenovation er i Nielsen et. al (2002) opgjort til ca. 7,4 mill. kr for et A2 anlæg. Dette svarer til 37 kr./tons. Medtagelse af de positive miljøeffekter ved at

• Produceret mængde el	255 kwh	
• Samlet markedspris på el for den producerede mængde	77 kr.	
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative elproduktion	182 kr.	
• Produceret mængde varme	579 kwh	
• Samlet markedspris på varme for den producerede mængde	39 kr.	
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative varmeproduktion	205 kr.	
• Produceret mængde N (kvælstof)	3,63 kg	
• Samlet markedspris på N for den producerede mængde	25,41 kr.	
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative gødningsproduktion	6,46 kr.	
• Produceret mængde P (fosfor)	0,67 kg	
• Samlet markedspris på P for den producerede mængde	7,83 kr.	
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative gødningsproduktion	1,83 kr.	
• Produceret mængde K (kalium)	1,65 kg	
• Samlet markedspris på K for den producerede mængde	5,36 kr.	
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative gødningsproduktion	0,15 kr.	
Samlet værdi af produkter	549 kr.	
<i>Samlede velfærdsøkonomiske nettoomkostninger</i>	2509 kr.	2484 kr.
Ikke værdisatte miljøkonsekvenser (tungmetaller i fast form), kg/tons affald:		
• Bly (Pb), (so)	0,00178	
• Cadmium (Cd), (so)	2,31E-05	
• Kviksølv (Hg), (so)	4,97E-06	
• Kobber (Cu), (so)	0,00604	
• Krom, (Cr), (so)	0,00178	
• Nikkel, (Ni), (so)	0,00124	
• Zink (Zn), (so)	0,0142	

a: Anlæg og drift

b: Opgjort samlet i ORWARE

c: Miljøkonsekvenser for udelt indsamling plus miljøkonsekvenser for energiforbrug ved optisk sortering

d: Up/downstream miljøeffekter fra ORWARE modellen

Omkostningerne til selve behandlingen for bioforgasning er lavere end for forbrænding, selv når omkostningerne til forbehandling medregnes. Dette skyldes hovedsageligt, at omkostningerne pr. tons for selve bioforgasningen er relativt lave.

bioforgasse gylle opvejes således ikke af det gennemsnitligt lavere el og varmeudbytte ved medtagelsen af gylle. Det skal understreges at beregningerne i Nielsen et. al(2002) ikke direkte kan sammenlignes med beregningerne i denne analyse. Ovenstående beregninger skal derfor anskues som et regneeksempel til illustration af størrelsesforholdene.

De prissatte miljøkonsekvenser udgør kun ca. 6 pct. af den samlede velfærdsøkonomiske omkostning og stammer hovedsageligt fra NMVOC-udslip og NO_x fra gasmotoren på biogasanlægget.

Værdien af slutprodukterne udgør ca. 550 kr./tons. De velfærdsøkonomiske nettoomkostninger bliver da ca. 2.500 kr./tons for både enfamilie- og etageboliger.

7.5 Central kompostering

De samlede velfærdsøkonomiske omkostninger ved todelte indsamling og central kompostering af et tons indsamlet organisk affald er på ca. 2.750 kr./tons for både etage- og enfamilieboliger, jf. tabel 7.5. Heraf udgør indsamlingsomkostningerne ca. 2.100 kr./tons.

Tabel 7.5 Velfærdsøkonomiske omkostninger ved central kompostering af 1 tons organisk affald. Kr. pr tons indsamlet organisk affald.

	Enfamilieboliger		Etageboliger	
Indsamling				
• Anlæg	112 kr.		92 kr.	
• Drift	1089 kr.		475 kr.	
• Optisk sortering ^a	834 kr.		1371 kr.	
<i>Indsamling i alt</i>	<i>2063 kr.</i>		<i>2037 kr.</i>	
For og efterbehandling				
<i>Forbehandling i alt</i>	<i>60⁸² kr.</i>		<i>60 kr.</i>	
Behandling ^a	Kompos- tering	Forbræn- ding	Kompos- tering	Forbræn- ding
• Anlæg	255 kr.	583 kr.	255 kr.	583 kr.
• Drift	176 kr.	477 kr.	176 kr.	477 kr.
I alt	431 kr.	1060 kr.	431 kr.	1060 kr.
Mængde	0,85 tons	0,15 tons	0,85 tons	0,15 tons
Omkostning	366 kr.	159 kr.	366 kr.	159 kr.
<i>Behandling i alt</i>	<i>525 kr.</i>		<i>525 kr.</i>	
Miljøkonsekvenser ^b				
• Indsamling (transport) ^c			52 kr.	
• Behandling			9 kr.	
• Spredning			25 kr.	
• Indirekte miljøeffekter ^d			7 kr.	
<i>Miljøeffekter i alt</i>			<i>93 kr.</i>	
<i>Omkostninger i alt</i>	<i>2740 kr.</i>		<i>2715 kr.</i>	
<i>Produkter fra affaldsbehandlingen</i>				
• Produceret mængde el			23 kwh	
• Samlet markedspris på el for den producerede mængde			6,90 kr.	
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative elproduktion			16,37 kr.	
• Produceret mængde varme			110 kwh	
• Samlet markedspris på varme for den producerede mængde			7,43 kr.	
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative varmeproduktion			38,98 kr.	
• Produceret mængde N (kvælstof)			2,48 kg	

⁸² Opskrevet til forbrugerprisniveau med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor på 1,20

• Samlet markedspris på N for den producerede mængde	17,36 kr.	
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative gødningsproduktion	4,41 kr.	
• Produceret mængde P (fosfor)	0,97 kg	
• Samlet markedspris på P for den producerede mængde	11,34 kr.	
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative gødningsproduktion	2,65 kr.	
• Produceret mængde K (kalium)	2,37 kg	
• Samlet markedspris på K for den producerede mængde	7,70 kr.	
• Værdi af sparede miljøeffekter ved den alternative gødningsproduktion	0,22 kr.	
Værdi af slutprodukter	113 kr.	
<i>Velfærdsøkonomiske nettoomkostninger i alt</i>	2627 kr.	2602 kr.
Ikke værdisatte miljøkonsekvenser, (tungmetaller i fast form), kg/tons affald		
• Bly (Pb), (so)	0,00255	
• Cadmium (Cd), (so)	3,32E-05	
• Kviksølv (Hg), (so)	7,14E-06	
• Kobber (Cu), (so)	0,00867	
• Krom, (Cr), (so)	0,00255	
• Nikkel, (Ni), (so)	0,00179	
• Zink (Zn), (so)	0,0204	

a: Anlæg og drift

b: Fordelt med 50 pct. milekompostering og 50 pct. reaktorkompostering

c: Opgjort samlet i ORWARE

d: Miljøkonsekvenser for udelt indsamling plus miljøkonsekvenser for energiforbrug ved optisk sortering

Up/downstream miljøeffekter fra ORWARE modellen

De prissatte miljøkonsekvenser udgør kun ca. 3 pct. af den samlede velfærdsøkonomiske omkostning. Der er meget få emissioner fra komposteringsprocessen sammenlignet med bioforgasning og forbrænding.

Værdierne af produkterne fra affaldsbehandlingen er relativt små for central kompostering, da energien i affaldet ikke udnyttes. De udgør ca. 113 kr./tons. De velfærdsøkonomiske nettoomkostninger bliver da ca. 2.600 kr./tons for både enfamilie- og etageboliger.

8 Velfærdsøkonomi for scenarier

I dette kapitel opgøres de samlede omkostninger og fordele, der er forbundet med de opstillede scenarier. Scenarierne er præsenteret i kapitel 2.

Referencescenariet definerer den basisproduktion, som findes i samfundet i dag. I de scenarier, hvor der f.eks. produceres mindre el og varme end i referencesituationen, tilføres omkostningerne og miljøkonsekvenserne ved supplerende produktion. Ligeledes fratrækkes der omkostninger og miljøkonsekvenser ved handelsgødningsproduktion i de tilfælde, hvor affaldsbehandlingen fører til en større gødningsproduktion end i referencescenariet.

Dette bygger på en forudsætning om, at den nuværende produktion af el, varme og gødning antages at være den nødvendige for samfundet. Dette betyder generelt, at en ændret produktion vil give anledning til øgede eller mindskede omkostninger og miljøeffekter til kompenserende eller sparet produktion.

8.1 Antagelser og forudsætninger

For de enkelte slutprodukter er der gjort følgende antagelser:

- *Mindsket/øget elproduktion* ved ændret håndtering af organisk dagrenovation vil medføre en kompenserende/sparet elproduktion. Tilpasninger i elproduktionen antages at kunne ske gennem import/eksport af el gennem det nordiske elmarked. Den langsigtede pris på den nordiske elbørs svarer til de langsigtede marginalomkostninger ved elfremstilling⁸³. Omkostningerne ved elproduktion fastsættes derfor som den langsigtede NordPool-elpris (ganget med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede varer)⁸⁴. Det antages, at den marginale elproduktion er kulfyret kraftvarme, hvilket har konsekvenser for de miljøkonsekvenser, som den kompenserende/sparede elproduktion medfører. Det er ikke givet, at miljøkonsekvenserne ved den tilpassede elproduktion vil indtræffe i Danmark, men da det ikke er muligt at vide, hvor de sker, antages dette⁸⁵.
- En *mindre/øget varmeproduktion* vil ligeledes betyde kompenserende/sparet produktion. Det er imidlertid vanskeligt at opgøre de samlede omkostninger ved varmeproduktion, da det er meget vanskeligt at fordele værkernes anlægsomkostninger på de to produkter el og varme. Varme betragtes som et sideprodukt, idet værkerne primært producerer el. Rent definatorisk er der således tradition i branchen for at tilskrive hele anlægsomkostningen til el. På denne baggrund fastsættes i denne analyse omkostningerne ved varmeproduktion udelukkende som drifts- og brændselsomkostninger

⁸³ Dvs. inkl. anlægsomkostninger

⁸⁴ Jf. Larsen, M. (2002).

⁸⁵ Da kulfyrede kraftvarmeværk, som antages at være den marginale elproduktion hovedsageligt findes i Danmark, er dette en rimelig antagelse.

(dvs. ingen anlægsomkostninger)⁸⁶. Den marginale varmeproduktion antages ligeledes at ske på et kulfyret kraftvarmeværk, hvilket igen har betydning for de miljøkonsekvenser, som den kompenserende/sparede varmeproduktion medfører. Da varme normalt ikke handles internationalt, men betragtes som et lokalt gode, vil de øgede/mindrede miljøkonsekvenser som følge af en tilpasset produktion finde sted i Danmark.

- En øget genanvendelse af organisk dagrenovation vil betyde mindsket *gødningsproduktion*. Da den nuværende *gødningsproduktion* antages at være den nødvendige, spares der produktion af handelsgødning. Tilpasninger i gødningsmængden vil kunne ske gennem mindsket import af handelsgødning eller mindre produktion i Danmark. Omkostningerne ved *gødningsproduktion* sættes til importprisen (ganget med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede varer). De sparede miljøkonsekvenser kan finde sted både i Danmark og i udlandet. Hvis tilpasningen sker i udlandet, skal disse miljøkonsekvenser ifølge den velfærdsøkonomiske metode ikke medregnes i den nationale del af analysen, men beskrives som potentielle udenlandske konsekvenser. Omvendt skal de medregnes, hvis tilpasningen sker indenlands. I denne analyse er det valgt at medtage miljøkonsekvenserne⁸⁷.

Der benyttes et vægtet gennemsnit af indsamlingsomkostningerne for udelt indsamling for hhv. etage og enfamilieboliger, svarende til den fordeling der findes i Danmark⁸⁸.

8.2 Sammenligning af de velfærdsøkonomiske omkostninger for de fem scenarier

I referencescenariet opgøres de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger og de samlede slutprodukter af hhv. el, varme og gødning, jf. tabel 8.1. Referencescenariets produktion af slutprodukter af el, varme og gødning (N,P og K) skal holdes uændret i de fire øvrige scenarier. Dette opnås ved kompenserende eller sparet produktion.

⁸⁶ Jf. Larsen, M. (2002) og Lawaetz, H. (2002).

⁸⁷ Jf. afsnit 4.1.1.

⁸⁸ 39,9 pct. etageboliger og 60,1 pct. enfamilieboliger.

Tabel 8.1 Vel færdsøkonomiske nettoomkostninger ved de 5 scenarier for den fremtidige håndtering af organisk dagrenovation.

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5
Samlede omkostninger, mill. kr.	1529	1606	1788	1584	1702
<i>Samlet produktion</i>					
• El	378 TJ	410 TJ	483 TJ	351 TJ	257 TJ
• Varme	1761 TJ	1719 TJ	1610 TJ	1600 TJ	1153 TJ
• N (kvælstof)	130 ton	437 ton	1162 ton	357 ton	854 ton
• P (fosfor)	40 ton	97 ton	231 ton	117 ton	311 ton
• K (Kalium)	99 ton	236 ton	566 ton	287 ton	761 ton
Elproduktion TJ		-32	-105	27	121
Mill. Kwh		-8,9	-29,2	7,5	33,6
Pris pr. kwh, kr./kwh		0,30	0,30	0,30	0,30
Omkostninger i alt, mill. kr.		-2,7	-8,8	2,3	10,1
Pris pr. kwh miljøkonsekvenser, kr./kwh		0,71	0,71	0,71	0,71
Miljøkonsekvenser i alt, mill. kr.		-6,3	-20,8	5,3	23,9
Tilført varmeproduktion TJ		42	151	161	608
Mill. kwh		11,7	41,9	44,7	169
Pris pr. kwh, kr./kwh		0,07	0,07	0,07	0,07
Omkostninger i alt, mill.kr.		0,79	2,8	3,0	11,4
Pris pr. kwh miljøkonsekvenser, kr./kwh		0,35	0,35	0,35	0,35
Miljøkonsekvenser i alt, mill.kr.		4,1	14,9	15,8	59,9
Sparet handelsgødning					
Nitrogen, kg		-307.000	-1.032.000	-227.000	-724.000
Pris pr. kg, kr./kg		7	7	7	7
Omkostninger i alt, mill.kr.		-2,1	-7,2	-1,6	-5,1
Pris pr. kg miljøkonsekvenser		1,78	1,78	1,78	1,78
Miljøkonsekvenser i alt, mill.kr.		-0,55	-1,8	-0,4	-1,3
Fosfor, kg		-57.000	-191.000	-77.000	-271.000
Pris pr. kg, kr./kg		11,7	11,7	11,7	11,7
Omkostninger i alt, mill.kr.		-0,67	-2,2	-0,9	-3,2
Pris pr. kg miljøkonsekvenser		2,73	2,73	2,73	2,73
Miljøkonsekvenser i alt, mill.kr.		-0,16	-0,52	-0,21	-0,74
Kalium, kg		-137.000	-467.000	-188.000	-677.000
Pris pr. kg, kr./kg		3,25	3,25	3,25	3,25
Omkostninger i alt, mill.kr.		-0,45	-1,5	-0,61	-2,2
Pris pr. kg miljøkonsekvenser		0,09	0,09	0,09	0,09
Miljøkonsekvenser i alt, mill.kr.		-0,012	-0,04	-0,017	-0,06
I alt sparede omkostninger og miljøkonsekvenser fra de kompenserende systemer, mill.kr.		-8,0	-25,2	22,7	92,8
<i>Omkostninger i alt for scenariet, mill.kr.</i>	1529	1598	1763	1606	1795

<i>Meromkostning i forhold til Scenario 1, mill.kr.</i>	-	69	234	77	266
---	---	----	-----	----	-----

De samlede velfærdsøkonomiske meromkostninger ved at indføre Affald 21s langsigtede mål med bioforgasning af 300.000 tons indsamlet organisk dagrenovation (scenario 3) er i størrelsesordenen 230 mill. kr. årligt i forhold til referencescenariet., jf. tabel 8.1. En tilsvarende udbygning af central kompostering (scenario 5) vil koste ca. 270 mill. kr. årligt.

Affald 21s mål for bioforgasning i 2004 (scenario 2) vil årligt koste i størrelsesordenen 70 mill. kr. ekstra i forhold til den nuværende håndtering af det organiske affald, hvorimod en udbygning med central kompostering (scenario 4) årligt vil koste ca. 80 mill. kr. ekstra.

De samlede sparede omkostninger og miljøfordele ved de kompenserende systemer ved en udbygning af bioforgasning i scenario 3 er opgjort til 25 mill. kr., jf. tabel 8.1. Dette skyldes i stor udstrækning den forøgede elproduktion i forhold til den nuværende situation samt værdien af kvælstof i den afgassede organiske dagrenovation. Ved en udbygning med kompost som i scenario 5 vil der derimod mangle en stor el- og varme-produktion, hvilket betyder, at den kompenserende produktion her får en værdi på over 90 mill. kr.

8.3 Velfærdsøkonomiske omkostninger for de enkelte scenarier

Opgørelsen af de velfærdsøkonomiske omkostninger for de fem scenarier som fremgår af øverste linie i tabel 8.1 er vist i hhv. tabel 8.2, 8.3, 8.4, 8.5 og 8.6.

Tabel 8.2 Velfærdsøkonomiske omkostninger for Referencescenariet (scenario 1).

	Referencescenarie		
	Forbrænding	Bioforgasning	Central kompostering
Mængde i tons	654.000	14.000	32.000
<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger kr./ tons</i>			
Indsamling og behandling			
• Omkostninger	2007	2846	2638
• Miljøkonsekvenser	132	202	93
I alt kr./ tons	2139	3048	2730
<i>Samlede omkostninger</i>	1399 mill. kr.	43 mill. kr.	87 mill. kr.
<i>I alt</i>	1529 mill. kr.		

Tabel 8.3. Vel færdsøkonomiske omkostninger for Scenario 2. Målsætning 2004, bioforgasning.

Bioforgasning 2004			
	Forbrænding	Bioforgasning	Central kompostering
Mængde i tons	570.000	100.000	30.000
<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger kr./tons</i>			
Indsamling og behandling			
• Omkostninger	2007	2846	2638
• Miljøkonsekvenser	132	202	93
<i>I alt kr./ tons</i>	<i>2139</i>	<i>3048</i>	<i>2730</i>
<i>Samlede omkostninger</i>	1219 mill. kr.	305 mill. kr.	82 mill. kr.
<i>I alt</i>	1606 mill. kr.		

Tabel 8.4. Vel færdsøkonomiske omkostninger for Scenario 3. Målsætning "langt sigt", bioforgasning.

Bioforgasning langt sigt			
	Forbrænding	Bioforgasning	Central kompostering
Mængde i tons	370.000	300000	30000
<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger kr./tons</i>			
Indsamling og behandling			
• Omkostninger	2007	2846	2638
• Miljøkonsekvenser	132	202	93
<i>I alt kr./ tons</i>	<i>2139</i>	<i>3048</i>	<i>2730</i>
<i>Samlede omkostninger</i>	791 mill. kr.	914 mill. kr.	82 mill. kr.
<i>I alt</i>	1788 mill. kr.		

Tabel 8.5 Vel færdsøkonomiske omkostninger for Scenario 4. Målsætning 2004, central kompostering.

Central kompostering 2004			
	Forbrænding	Bioforgasning	Central kompostering
Mængde i tons	570.000	30000	100000
<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger kr./tons</i>			
Indsamling og behandling			
• Omkostninger	2007	2846	2638
• Miljøkonsekvenser	132	202	93
<i>I alt kr./ tons</i>	<i>2139</i>	<i>3048</i>	<i>2730</i>
<i>Samlede omkostninger</i>	1219 mill. kr.	91 mill. kr.	273 mill. kr.
<i>I alt</i>	1584 mill. Kr		

Tabel 8.6. Velfærdsøkonomiske omkostninger for Scenario 5. Målsætning "langt sigt", central kompostering.

Central kompostering lang sigt			
	Forbrænding	Bioforgasning	Central kompostering
Mængde i tons	370.000	30.000	300.000
<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger kr./tons</i>			
Indsamling og behandling			
• Omkostninger	2007	2846	2638
• Miljøkonsekvenser	132	202	93
<i>I alt kr./ tons</i>	<i>2139</i>	<i>3048</i>	<i>2730</i>
<i>Samlede omkostninger</i>	791 mill. Kr.	91 mill. kr.	819 mill. kr.
<i>I alt</i>	1702 mill. kr.		

De samlede tabeller for hvert enkelt scenario findes i bilag B.14-18.

9 Følsomhedsanalyser

For at vurdere betydningen af de valgte forudsætninger udføres følsomhedsanalyser på centrale forudsætninger i analysen. Herved kan resultaternes robusthed testes.

Følsomhedsanalyser udføres på monoscenarierne, dvs. på de enkelte behandlingsalternativer (forbrænding, bioforgasning og central kompostering) fra kapitel 7 og ikke på scenarierne, da det er de enkelte behandlingsalternativers følsomhed overfor ændringer, der er det interessante. Der analyseres dels for betydningen af ændringer i enkelte forudsætninger, og dels på et "optimistisk case for genanvendelse" og et "pessimistisk case for genanvendelse", hvor flere forudsætninger ændres samtidig.

Mht. indsamlingsomkostninger beregnes en "break-even"-omkostning, dvs. hvad indsamlingsomkostningerne maksimalt må være, for at bioforgasning og central kompostering bliver samfundsøkonomisk attraktivt i forhold til forbrænding.

Der er udført følgende følsomhedsanalyser:

- Break-even omkostninger for indsamling.
- Mindre rejktmængde.
- Større indsamlet mængde af organisk affald.
- Lavere indsamlet mængde.
- Øget biogaspotentiale.
- Ændring af priser på miljøkonsekvenser.
- Medtagelse af kulstoflager i jorden.
- Ingen genanvendelse af slaggeren fra forbrænding .
- Højere varmepris.
- Kun afsætning af 50% af varmen fra forbrændingsanlæg.
- Højere (6 pct.) og lavere (1 pct.) kalkulationsrente.
- Skatteforvridningstab medtages.
- Uden allerede afholdte investeringer.
- 6 pct. kalkulationsrente, med skatteforvridningstab og uden allerede afholdte investeringer.
- "Optimistisk case for genanvendelse"
- "Pessimistisk case for genanvendelse".

9.1 Sammenfatning af resultaterne af følsomhedsanalyserne

I basisanalysen er meromkostningen for todelt indsamling - beregnet på baggrund af fuldskalaforsøgene og er hhv. ca. 150 kr./husstand pr. år for enfamilieboliger og ca. 110 kr./husstand pr. år for etageejendomme. Meromkostningen for todelt indsamling skal ned under 50 kr./husstand pr. år for enfamilieboliger og under 20 kr./husstand pr. år for etageejendomme, for at bioforgasning bliver mere attraktiv end forbrænding. For central kompostering skal meromkostningen helt ned under hhv. 30 kr./husstand pr. år og 10 kr./husstand pr. år.

Det betyder, at meromkostningen pr. husstand skal reduceres med ca. 2/3 for enfamilieboliger og med 5/6 for etageejendomme i forhold til basisanalysens forudsætninger for at ændre rangordenen til fordel for genanvendelse.

Følsomhedsanalyserne, hvor der ændres på enkelte forudsætninger, ændrer gennemgående ikke på rangordenen mellem de forskellige behandlingsalternativer, jf. tabel 9.1. En enkelt undtagelse er dog brug af EU-priser på miljøkonsekvenserne, som gør central kompostering lidt mere attraktivt end bioforgasning. Dette skyldes en væsentligt højere pris på NO_x end i basisscenariet. Forbrænding vedbliver dog klart at være det bedste alternativ.

Et ”optimistisk genanvendelsesscenarie” med de mest optimistiske forudsætninger om den indsamlede mængde, rejktmængde og biogaspotentiale bevirker, at bioforgasning bliver lidt mere attraktivt end forbrænding. Dette gælder dog kun for enfamilieboliger og ikke for etageboliger. På baggrund af erfaringerne fra de tre fuldskalaforsøg vurderes det, at disse forudsætninger kun vil være realistiske lokalt set og ikke for Danmark generelt.

På denne baggrund må det konkluderes, at rangordningen mellem behandlingsalternativerne er robust. Forbrænding er den mest attraktive løsning, efterfulgt af bioforgasning, mens central kompostering er den dyreste løsning for samfundet. Analysen viser således, at det ikke kan betale sig samfundsøkonomisk at genanvende det organiske husholdningsaffald.

Af tabel 9.1 fremgår dels rangordenen mellem de enkelte behandlingsalternativer ved de forskellige følsomhedsanalyser samt ændringen af behandlingsalternativerne i forhold til den velfærdsøkonomiske basisanalyse.

Tabel 9.1 Følsomhedsanalyser. Ændringer i kr./tons.

	Rangorden			Ændringer i velfærdsøkonomiske nettoomkostninger ifht. Basisanalyse		
	Forbrænding Enfam/etage	Bioforgasning Enfam/etage	Central kompostering Enfam/etage	Forbrænding Enfam/etage	Bioforgasning Enfam/etage	Central kompostering Enfam/etage
Basisanalyse Rangorden	1928/1294 I	2509/2484 II	2627/2602 III	0/0 *	581/1190 *	699/1307 *
Følsomheder:						
Mindre rejktmængde	I	II	III	0/0	-251/-251	-63/-63
Større indsamlet mængde	I	II	III	0/0	-267/-778	-267/-778
Lavere indsamlet mængde	I	II	III	0/0	+851/+1113	+851/+1113
Øget biogaspotential	I	II	III	0/0	-100/-100	0/0
Pris på miljøkonsekvenser						
EU-priser	I	III	II	+232/+232	+344/+344	+193/+193
Fordobling af priser	I	II	III	-236/-236	-192/-192	+30/+30
Halvering af priser	I	II	III	+118/+118	+97/+97	-15/-15
Lavere CO ₂ -pris	I	II	III	+47/+47	+47/+46	+3/+3
Højere pris på N og NH ₃ udvaskning	I	II	III	0/0	+91/+91	+88/+88
Kulstoflager i jorden	I	II	III	0/0	-5/-5	-8/-8
Ingen genanvendelse af slaggerne fra forbrændingsanlægget	I	II	III	+77/+77	+27/+27	+11/+11
Højere varmepris	I	II	III	-87/-87	-69/-69	-13/-13
Kun afsætning af 50% af varmen fra forbrændingsanlæg	I	II	III	+154/+154	+54/+54	+23/+23
Kalkulationsrente 6 pct.	I	II	III	-68/-67	-73/-103	-66/-95
Kalkulationsrente 1 pct.	I	II	III	+61/+59	+61/+86	+54/+77
Uden afholdte investeringer i forbrændingsanlæg	I	II	III	-583/-583	-204/-204	-87/-87
Skatteforvridningstab	I	II	III	+212/+212	+572/+566	+530/+524
6 pct. kalkulationsrente, med skatteforvridningstab uden allerede afholdte investeringer	I	II	III	-496/-495	+263/+223	+356/+316
Optimistisk genanvendelsesscenarie	II	I	III	0/0	-614/-492	-294/-172
Enfamilie	I	II	III			
Etage						
Pessimistisk genanvendelsesscenarie	I	II	III	0/0	+335/+843	+247/+755

* Forskel i forhold til forbrænding i basisanalysen.

9.2 Break-even omkostninger ved indsamling

Break-even omkostningerne for todelt indsamling er udregnet ved at beregne, hvor meget de årlige indsamlingsomkostninger skal reduceres i den velfærdsøkonomiske analyse, for at hhv. bioforgasning og central kompostering bliver lige så attraktivt samfundsøkonomisk som forbrænding. Dette er omregnet til, hvad meromkostningen må være pr. husstand i budgetøkonomiske priser, jf. tabel 9.2.

Meromkostningen for todelt indsamling skal ned under 50 kr./husstand pr. år for enfamilieboliger og under 20 kr./husstand pr. år for etageejendomme, for at bioforgasning bliver mere attraktiv end forbrænding. For central kompostering skal meromkostningen helt ned under hhv. 30 kr./husstand pr. år og 10 kr./husstand pr. år. I basisanalysen er meromkostningen for todelt

indsamling - beregnet på baggrund af fuldskalaforsøgene og er hhv. ca. 150 kr./husstand pr. år for enfamilieboliger og ca. 110 kr./husstand pr. år for etageejendomme.

Det betyder, at meromkostningen pr. husstand skal reduceres med ca. 2/3 for enfamilieboliger og 5/6 for etageejendomme i forhold til basisanalysens forudsætninger for at ændre rangordenen til fordel for genanvendelse.

Kommunerne i AFAV-området⁸⁹ har oplyst en årlig meromkostning til indsamling af organisk affald på 57 – 74 kr./husstand for enfamilieboliger. AFAV skønner, at meromkostningen for etageejendomme er ca. 10 kr. lavere pr. husstand. Disse omkostninger er dog ikke fuldt sammenlignelige med meromkostningerne i denne analyse, bl.a. er de ikke opgjort med samme diskonteringsrente, ligesom der kan være andre forskelle. Desuden indsamles restaffaldet og det organiske affald skiftevis hver uge, dvs. hver fraktion indsamles hver 14. dag. Dette er en serviceforringelse i forhold til udelt indsamling i denne analyse, hvor der antages ugeindsamling.

Grindsted kommune oplyser en årlig meromkostning på 402 kr./tons organisk affald. Dette kan omregnes til en meromkostning pr. husstand på 84 kr. under antagelse af udelukkende enfamilieboliger.

Disse oplyste meromkostninger er således ikke lave nok til at ændre rangordenen mellem alternativerne. Forbrænding er under antagelse af de oplyste meromkostninger stadig den samfundsøkonomisk mest attraktive løsning.

Tabel 9.2. Break-even omkostninger ved indsamling

	Bioforgasning		Central kompostering	
	Enfam.	Etage	Enfam.	Etage
Velfærdsøkonomisk indsamlingsomkostning i basisanalyse (fra tabel 7.2)	2063 kr./tons	2037 kr./tons	2063 kr./tons	2037 kr./tons
Reduktion i velfærdsøkonomisk indsamlingsomkostninger for at sikre break-even (fra tabel 7.2)	581 kr./tons	1190 kr./tons	699 kr./tons	1308 kr./tons
Reduktion i budgetøkonomisk indsamlingsomkostninger for at sikre break-even ⁹⁰ .	484 kr./tons	992 kr./tons	583 kr./tons	1090 kr./tons
Reduktion i indsamlingsomkostninger pr. husstand for at sikre break-even ⁹¹	101 kr./husstand pr. år	93 kr./husstand pr. år	121 kr./husstand pr. år	102 kr./husstand pr. år
Break-even meromkostning pr. husstand i forhold til udelt indsamling ⁹²	50 kr./husstand pr. år	19 kr./husstand pr. år	30 kr./husstand pr. år	10 kr./husstand pr. år

⁸⁹ Frederikssund, Helsingør, Hundested, Jægerspris, Slangerup, Stenløse og Ølstykke.

⁹⁰ Omregnet med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor på 1,2

⁹¹ Omregnet til kr./husstand ved at gange med mængden for hhv. enfamilie- og etageboliger.

⁹² Fratrasket de meromkostninger, der regnes med i basisanalysen.

9.3 Mindre rejktmængde

I basisanalysen antages en rejktmængde på 35 pct. for bioforgasning og 15 pct. for central kompostering. Disse er i følsomhedsanalysen ændret til hhv. 10 pct. og 5 pct. Dette betyder, at især bioforgasning bliver mere attraktivt, men det får ingen betydning for rangordenen mellem de tre alternativer forbrænding, bioforgasning og central kompostering.

9.4 Større indsamlet mængde

Den indsamlede mængde er i basisanalysen antaget at udgøre 4,0 kg/husstand/uge for enfamiliehuse og 1,8 kg/husstand/uge for etageejendomme. I denne følsomhedsanalyse er den indsamlede mængde sat til det fulde potentiale, dvs. den absolut højeste mulige mængde, der kan indsamles. Denne er 5,8 kg/husstand/uge for enfamiliehuse og 4,1 kg/husstand/uge for etageejendomme⁹³.

Resultatet for bioforgasning og central kompostering forbedres især for etageboliger, men rangordenen mellem de tre behandlingsformer forbliver uændret.

9.5 Lavere indsamlet mængde

Det er oplyst af affaldsselskabet R98, at den indsamlede mængde i visse områder er væsentlig lavere end den, der regnes med i basisanalysen. I denne følsomhedsanalyse reduceres den indsamlede mængde derfor til hhv. 2 kg for enfamilieboliger og 1 kg for etageejendomme. Dette medfører ikke overraskende en markant fordyrelse af omkostningerne ved bioforgasning og central kompostering.

9.6 Øget biogaspotential e

I basisanalysen antages et biogaspotential e på 125 m³/tons behandlet affald. I denne følsomhedsanalyse sættes potential e op til 150 m³/tons affald. Dette betyder, at bioforgasning bliver mere attraktivt, men får ingen indflydelse på rangordenen mellem de tre alternativer.

9.7 Priser på miljøkonsekvenser

Prissætning af miljøkonsekvenserne er forbundet med overordentlig stor usikkerhed⁹⁴. Der er udført fem følsomhedsanalyser:

- Samme prissætningsestimater som den nyligt udkomne rapport fra EU-kommissionen om organisk affald (de høje tal)⁹⁵. Dette EU-studie har gennemgående lidt lavere priser på miljøeffekterne end denne analyse. Undtaget herfra er NO_x.
- Fordobling af samtlige priser på miljøkonsekvenserne.
- Halvering af samtlige priser på miljøkonsekvenserne.

⁹³ Jf. tabel 5.1.

⁹⁴ jf. afsnit 7.1.

⁹⁵ EU-Kommissionen (2002)

- Ændring af CO₂-prisen fra 243 kr./tons til den alternativomkostning der fremgår af den nye klimastrategi, som er 120 kr./tons.
- Brug af gennemsnitlige alternativomkostninger for NO₃- og NH₃-udledning i stedet for de laveste. (for NO₃ er dette 25 kr./kg i stedet for 5 kr./kg og for NH₃ 27,5 kr./kg i stedet for 26 kr./kg).

Brug af EU-priser på miljøkonsekvenserne gør central kompostering lidt mere attraktivt end bioforgasning. Dette skyldes primært, at prisen på NO_x er væsentlig højere end i basisscenariet. De øvrige ændringer af priserne på miljøeffekterne flytter ikke rangordenen mellem forbrænding, bioforgasning og central kompostering. Ændringen af prisen på CO₂ har meget lille betydning for rangordningen mellem især forbrænding og bioforgasning. Dette er ikke overraskende, eftersom energiudbyttet ved de to behandlingsformer kun er marginalt forskelligt.

9.8 Medtagelse af kulstoflager i jorden

I basisanalysen medregnes ikke, at der ved udbringning af kompost eller afgasset biomasse sker en permanent ophobning af kulstof i jorden, dvs. der opstår et kulstoflager. Dette lager kan værdisættes med prisen på CO₂. I denne følsomhedsanalyse medtages dette kulstoflager⁹⁶.

Dette får kun marginal betydning for de velfærdsøkonomiske nettoomkostninger for bioforgasning og central kompostering og ændrer ikke rangordenen.

9.9 Ingen genanvendelse af slaggen fra forbrændingsanlægget

I basisscenariet antages ca. 80 pct. af slaggen genanvendt. Dette er muligvis urealistisk med de nye stramninger, der er sket i slaggebekendtgørelse.⁹⁷ Derfor er der gjort en antagelse om, at hele slaggemængden deponeres. Det har dog ikke været muligt at inddrage miljøkonsekvenserne heraf, men det vurderes også, at den største effekt er på omkostningssiden, idet genanvendelse af slaggen er væsentligt billigere end deponering.

De langsigtede miljøkonsekvenser af deponering af slagge fra forbrænding indgår dog ikke i livscyklusanalysen og er derfor heller prissat.

Denne ændring gør forbrænding svagt dyrere ifht. bioforgasning og central kompostering, men ændrer ikke på rangordningen af alternativerne.

⁹⁶ Det forbehandlede organiske affald indeholder iflg. ORWARE-analysen 434 kg C pr. tons tørstof. Der er 30 pct. tørstof i det organiske affald, hvoraf 1/3 forbliver uomsat. Dette svarer til $(0,3 \cdot 434 \text{ kg} \cdot 0,33) = 43 \text{ kg C}$ pr. tons forbeholdt affald i det materiale, der udbringes på marken. I biogasmaterialet indgår ca. 20 pct. af det organiske stof i jorden i en ny ligevægt, for det komposterede materiale er det ca. 25 pct. Dette giver ca. 8,6 kg C pr. tons biogasmateriale og 10,7 kg C pr. tons kompost svarende til hhv. 31,5 kg og 39,2 kg CO₂. Da alle omkostninger og fordele er opgjort pr. tons indsamlet mængde, skal der tages højde for frasorteringen af rejekt. Dvs. for biogas bliver mængden 20,5 kg CO₂ pr. indsamlet tons affald og for kompost 33,3 kg CO₂ pr. indsamlet tons. Med en CO₂-pris på 243 kr./tons svarer dette til 5 kr. for biogas og 8 kr. for kompost.

De angivne procentsatser for tilbageholdelse af kulstof i jorden stammer fra Stoumann Jensen og Bruun (2002).

⁹⁷ "Bekt. om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder" nr. 655 af 27. juni 2000.

9.10 Højere varmepris

Den omkostningsbestemte varmepris i basisanalysen inkluderer udelukkende drifts- og brændelsomkostninger, da anlægsomkostningerne traditionelt set overvælttes på elproduktionen. Dette betyder, at varmeprisen er relativ lav, nemlig 5 øre/kwh. I denne følsomhedsanalyse antages en højere varmepris på 15 øre/kwh.

Dette gør alle alternativer svagt billigere, idet slutprodukterne bliver mere værd, men har ingen indflydelse på rangordningen.

9.11 Kun afsætning af 50% af varmen fra forbrændingsanlægget

I visse perioder kan varmen fra forbrændingsanlæg ikke afsættes eller forhindrer varmen fra kraftvarmeanlæg i at blive afsat. I denne følsomhedsanalyse antages kun 50% af varmen fra forbrændingsanlæg at kunne afsættes. Dette betyder, at forbrænding bliver en smule dyrere i forhold til bioforgasning og central kompostering. Det skal dog bemærkes, at selve komposteringen og bioforgasningen også bliver dyrere, idet forbrændingen af rejektet bliver dyrere.

9.12 Højere og lavere kalkulationsrente

I basisanalysen anvendes en kalkulationsrente på 3 pct. I disse to følsomhedsanalyser vurderes betydningen af hhv. at øge kalkulationsrenten til 6 pct.⁹⁸ og sænke den til 1 pct.

Ændringen i kalkulationsrente betyder meget lidt for behandlingsalternativerne, hvilket skyldes at de fleste effekter er årlige. Ændringerne i den samfundsøkonomiske kalkulationsrente får ingen indflydelse på rangordenen.

9.13 Skatteforvridningstab medtages

I basisanalysen er der ikke taget stilling til, hvorledes de offentlige udgifter finansieres. I denne følsomhedsberegning forudsættes de offentlige udgifter skattefinansieret. Dette er imidlertid ikke omkostningsfrit for samfundet, idet skatterne kan antages at medføre en forvridning af aktiviteten i økonomien (ændret arbejdsudbud etc.). Den marginale omkostning for samfundet er fastsat til 20 øre pr. krone opkrævet i skat. Alle offentlige udgifter i de enkelte behandlingsalternativer forhøjes derfor med en faktor 1,20 (det såkaldte skatteforvridningstab)⁹⁹.

Medtagelse af skatteforvridningstab fordyrer især bioforgasning og central kompostering, hvilket skyldes at disse alternativer er dyrere og hele ekstraomkostningen, der overvælttes på forbrugerne, kan opfattes som en skat.

⁹⁸ Når kalkulationsrenten forhøjes til 6 pct., bliver den lig med den alternative afkastrate. Forrentningsfaktoren bliver dermed lig med 1.

⁹⁹ Dette gælder også investering og drift af biogas- og komposteringsanlæg, til trods for at disse kan være privat drevet. Dette skyldes, at ekstraomkostningerne i sidste instans skal finansieres i form af et øget renovationsgebyr, som kan opfattes som en skat.

Rangordenen ændres ikke ved medtagelse af skatteforvridningstab.

9.14 Uden allerede afholdte investeringer

I basisanalysen anvendes en teknikvalgstilgang, dvs. at samfundet står i en situation, hvor der skal vælges mellem forskellige teknikker, i dette tilfælde mellem forbrænding og genanvendelse. Det betyder, at udgangspunktet er, at der ikke er foretaget anlægsinvesteringer, så de fulde investeringer i alle alternativer skal medtages, uanset om de faktisk allerede er afholdt eller ej. Herved anlægges en længere tidshorisont, og der er ikke skelet til allerede foretagne valg og investeringer.

I denne følsomhed anlægges en marginal betragtning, hvor der tages hensyn til, at forbrændingsanlæggene allerede er bygget og i brug. Det er således kun driftsudgifterne, der skal afholdes. Da udbygningen af biogas og central kompostering kun er begrænset i dag, medtages de fulde investeringer i disse anlæg. Indsamlingen er uændret.

Dette betyder naturligvis at forbrænding bliver væsentlig billigere. Bioforgasningen bliver dog også noget billigere pga. den billigere forbrænding af rejektet.

Det får ingen indflydelse på rangordenen mellem forbrænding, bioforgasning og central kompostering.

9.15 6 pct. kalkulationrente, med skatteforvridningstab og uden allerede afholdte investeringer

Denne følsomhedsanalyse er en kombination af de tre ovenstående. Ændringen betyder at forbrænding bliver mere attraktivt og bioforgasning og central kompostering mindre attraktivt. Dvs. rangordningen ændres ikke mellem alternativerne.

9.16 Optimistisk genanvendelsesscenarie

I denne følsomhedsanalyse vurderes betydningen af at bruge de mest optimistiske data fra fuldskalaforsøgene.

- De indsamlede mængder sættes til de højest observerede mængder, hvilket for enfamilieboliger er 5,8 kg (Aalborg) og for etageejendomme er 2,0 kg. (Århus).
- Rejekt mængder sættes til 10 pct. for både bioforgasning og central kompostering, hvilket svarer til erfaringer fra AFAV
- Biogaspotentialet sættes til 150 m³/tons behandlet affald svarende til hvad der er observeret i Grindsted

Denne kombination af ændringer gør bioforgasning svagt bedre end forbrænding for enfamilieboliger, men ændrer ikke rangordningen for etageejendomme.

9.17 Pessimistisk genanvendelsscenarie

Her bruges de mest pessimistiske data fra fuldskalforsøgene.

- De indsamlede mængder sættes til de lavest observerede mængder, hvilket for enfamilieboliger er 3,3 kg (Århus) og for etageejendomme er 1,2 kg. (København).
- Rejektmængder sættes til 40 pct. for bioforgasning og 25 pct. for central kompostering, hvilket svarer til erfaringerne fra Ålborg
- Biogaspotentialet sættes til 100 m³/tons behandlet affald svarende til hvad der er observeret i Ålborg.

Ændringen gør bioforgasning og central kompostering noget dyrere og ændrer ikke på rangordningen mellem behandlingsalternativerne.

10 Litteraturliste

- Andersen, Finn: Pers. Meddelses, Odense Renovationsselskab A/S.
- Andersen, Mikael S. (2003): Rapportudkast, jf. personlig meddelelse. DMU.
- Bundgaard, S., Carlsbæk, M., Juul, U. & Jørgensen, C. E. (1993):
"Jordbrugsmæssig værdi af produkter fra organisk dagrenovation."
Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, Nr. 64, 1993.
- Carlsbæk, Morten (2003): pers. Meddelelse. Solum A/S.
- Crowe M.; K. Nolan; C. Collins; G. Carty; B. Donlon; M. Kristoffersen, M. Brøgger; M. Carlsbæk; R.M. Hummelshøj & C.D. Thomsen (2002):
"Biodegradable municipal waste management in Europe. Part 3:
Technologies and market issues". Topic report 15/2001, European
Environment Agency. (tilgængelig på www.eea.eu.int).
- Danmarks Statistik (2003): www.dst.dk.
- DMU(2003a): "Miljøøkonomiske beregningspriser,- forprojekt". (In press).
- ECON(2000) : "Miljøkostnader ved affallsbehandling", rapport 85/00/.
- Energistyrelsen (2001): "Omkostninger ved CO₂-reduktion for udvalgte tiltag.
Midtvejsrapport" .
- EU-kommisionen(2002): "Economic Analysis of options for Managing
Biodegradable Municipal Waste".
- Finansministeriet (2001): "Miljøpolitikens økonomiske fordele og
omkostninger".
- Hjort-Gregersen, Kurt(2002): pers. Meddelelse. Fødevareøkonomisk Institut.
- Illerup, J.B., Birr-Pedersen, K., Mikkelsen, M.H. Winther, M., Gyldenkerne,
S., Bruun, H.G. & Fenhann, J. (2002): Projection Models 2010. Danish
emissions of SO₂, NO_x, NMVOC and NH₃. National Environmental
Research Institute, Denmark. NERI Technical Report No. 414.
- Jensen, Lars Stoumann og Bruun, Sander (2002), Kongelige Veterinær- og
Landbohøjskole (KVL), Institut for Jordbrugsvidenskab: personlig
meddelelse, november 2002.
- Johansson, Michael(2002, 2003): pers. Meddelelse. Århus Kommunale
Værker.
- Jørgensen, Orla(2002), pers. Meddelelse, PlanEnergi.
- Larsen, Mette(2002): pers. Meddelelse. Energistyrelsen.
- Lawaetz, Henrik (2002): per. meddelelse. Energistyrelsen.

- Lundeberg, Simon (2003): personlig meddelelse. Naturvårdsverket.
- Lyngholm, Thomas(2002):pers. Meddelelse, RenoNord.
- Miljøstyrelsen (1997a), "Genanvendelse af dagrenovation – Miljømæssig og økonomisk vurdering. Hovedrapport". Arbejdsrapport nr. 85, 1997.
- Miljøstyrelsen (1997b), "Genanvendelse af dagrenovation – Miljømæssig og økonomisk vurdering. Bilagsrapport ". Arbejdsrapport nr. 86, 1997.
- Miljøstyrelsen (1998), "Indsamling og genanvendelse af organisk dagrenovation i biogasanlæg". Miljøprojekt nr. 386, 1998.
- Miljøstyrelsen (1999), "Scenarier for øget genanvendelse af dagrenovation samt Vurdering af arbejdsmiljø". Miljøprojekt nr. 493, 1999.
- Miljøstyrelsen (2002a), "Samfundsøkonomisk analyse af bortskaffelse af plastflaske- og dunkeaffald fra husholdninger", Miljøprojekt nr. 695.
- Miljøstyrelsen (2002b), "Effektiviseringspotentiale på forbrændingsanlæg og deponeringsanlæg i Danmark", Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 2, februar 2002.
- Miljøstyrelsen (2003a), Fuldskalaforsøg i Århus, Miljøprojekt nr. xxx: "Fuldskalaforsøg i Århus". Tønning, Kathe, Teknologisk Institut. Miljøprojekt nr. xx 2003 (in press).
- Miljøstyrelsen (2003b), "Fuldskalaforsøg i hovedstadsområdet". Haugsted, Per, COWI. Miljøprojekt Nr x, 2003 (in press).
- Miljøstyrelsen (2003c), "Fuldskalaforsøg i Ålborg". Miljøprojekt Nr x, 2003 (in press).
- Miljøstyrelsen (2003d), Kortlægning af dagrenovationens sammensætning, Econet, Miljøprojekt nr. xx 2003 (in press).
- Miljøstyrelsen (2003e), Fuldskalaforsøg i Kolding. Miljøprojekt xx (in press).
- Miljøstyrelsen (2003f) "Samlerapport for projekter om bioforgasning af organisk dagrenovation gennemført 2000-2002" Jansen, Jes la Cour og Thomas H. Christensen. ". Lunds Tekniske Högskola og DTU Miljøprojekt nr. xx 2003 (in press).
- Miljøstyrelsen (2003g): "System analysis og organic household waste management in Denmark". (ORWARE). Andras Baky og Ola Erikson. Miljøprojekt nr. XX, 2003. (in press).
- Miljøstyrelsen (2003h): "Basisdokumentation for biogaspotentialen af organisk dagrenovation". DTU, Lunds Tekniske Högskola, Rambøll. Miljøprojekt nr. xx 2003 (in press).
- Møller, Flemming (1989): Samfundsøkonomiske Vurderinger, Finansministeriet.
- Møller, F., Andersen, S.P., Grau, P. Huusom, H., Madsen, T., Nielsen, J., og Strandmark, L..(2000): Samfundsøkonomisk projektvurdering af

miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen.

Møller, Flemming (2001): Forrentningsfaktoren og diskontering. Supplement til "Samfundsøkonomisk projektvurdering af miljøprojekter". Danmarks Miljøundersøgelser, 15. august 2001.

Nielsen, L.H., Hjort-Gregersen, K., Thygesen, P., Christensen, J. (2002): Samfundsøkonomiske analyser af biogasfællesanlæg. Rapport nr. 136.

Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut(2000): "Vandmiljøplan II, Økonomisk midtvejsevaluering".

Valkeinen, Timo (2002). Pers. Meddelelse. VAPO Biotech Oy, Finland.

Det Økonomiske Råd (2002): "Dansk Økonomi Forår 2002".

Budgetøkonomiske omkostninger – Indsamling

A.1 Budgetøkonomiske omkostninger, udel t indsamling (stikprøve)

	Enfamilieboliger				Etageboliger			
	Ressource- mængde	Enhed	Enhedspris kr./enhed	Budgetøkonomiske omkostninger kr./husstand/år	Ressource- mængde	enhed	Enhedspris kr./enhed	Budgetøkonomiske omkostninger kr./husstand/år
Investering								
• investering udendørs beholder	299 kr.*		0,1359	41	187 kr.*		0,1359	25
• levetid	10 år				10 år			
• investering indendørs beholder	35 år		0,1359	5	35 kr.		0,1359	5
• levetid	10 kr.				5 år			
• investering bil	kr.			0,00	kr.			0
• levetid	år				år			
Investering i alt				45				30
Drift								
• køkkenposer	260 plastposer		0,10	26	200 plastposer		0,10	20
• distribution af køkkenposer	0 kr.		1	0	0 kr.		1	0
• udendørs sække	86 kr.*		1	86				0
• vedligeholdelse	0			0	0			0
• tømning	359 kr.*		1	360	147 kr.*		1	147
• information	0			0	0			0
• Administration	0 kr.		1	0	0 kr.		1	0
Driftsomkostninger i alt				471				167
Omkostninger i alt				516				197

*Opskrevet til 2001-priser

Kilde: Stikprøve blandt 15 kommuner

A.2 Budgetøkonomiske omkostninger, udel t indsamling model I (Ålborg)

	Enfamilieboliger				Etageboliger			
	Ressource- mængde	Enhed	Enhedspris kr./enhed	Budgetøkonomiske omkostninger kr./husstand/år	Ressource- mængde	Enhed	Enhedspris kr./enhed	Budgetøkonomiske omkostninger kr./husstand/år
Investering								
• investering udendørs beholder	400 kr.		0,1359	54	420 kr.		0,1359	57
• levetid	10 år				10 år			
• investering indendørs beholder	35 kr.		0,1359	5	35 kr.		0,1359	5
• levetid	5 år				5 år			
• investering bil	kr.			0	kr.			0
• levetid	år				år			
<i>Investering i alt</i>				59				62
Drift								
• køkkenposer	260 plastposer		0,10	26	200 plastposer		0,10	20
• distribution af køkkenposer	0 kr.		1	0	0 kr.		1	0
• udendørs sække	52 kr.		2	104				0
• vedligeholdelse	0			0	0			0
• tømning	378 kr.		1	378	124 kr.		1	124
• information	0			0	0			0
• Administration	9,50 kr.		1	9,50	5 kr.		1	5
Driftsomkostninger i alt				527				154
<i>Omkostninger i alt</i>				576				211

Kilde: Miljøstyrelsen (2003c), bilag N samt personlig meddelelse Orla Jørgensen, PlanEnergi, 4. oktober 2002, 6. marts 2003 samt 7.-8. april 2003.

A.3 Budgetøkonomiske omkostninger, udel t indsamling model III (Århus)
Organisk affald og restaffald samlet

	Enfamilieboliger				Etageboliger			
	Ressource- Mængde	Enhed	Enhedspris kr./enhed	Budgetøkonomiske omkostninger kr./husstand/år	Ressource- Mængde	Enhed	Enhedspris kr./enhed	Budgetøkonomiske omkostninger kr./husstand/år
Investering								
Investering udendørs beholder levetid	186 kr.*	10 år	0,1359	25	215 kr.*	10 år	0,1359	29
Investering indendørs beholder levetid	35 kr.	5 år	0,2374	8	35 kr.	5 år	0,2374	8
Investering bil levetid	kr. år				kr. år			0
<i>Investering i alt</i>				34				38
Drift								
• Køkkenposer	260 kr.*		0,10	26	200 kr.		0,10	20
• Beholderværksted	37 kr.*		1	37	28 kr.*		1	28
• Brugercenter (adm. M.m.)	69 kr.*		1	69	12 år.*		1	12
• Tømning	364 kr.		1	364	135 kr.*		1	135
• Information	0 kr.		1	0	0 kr.		1	0
• Administration	0 kr.		1	0				0
Driftsomkostninger i alt				496				195
<i>Omkostninger i alt</i>				529				232

* Justeret til 2001-priser

Kilde: Miljøstyrelsen (2003a), kap. 8 samt personlig meddelelse Michael Johansson, Århus Kommunale Værker, 17. oktober 2002, 16. januar 2002 og 20. januar 2003.

A.4 Budgetøkonomiske omkostninger, todel t indsamling model I (Ålborg)

	Organisk affald							Restaffald						
	Enfamiliebolig			Etagebolig				Enfamiliebolig			Etagebolig			
	Ressource Mængde	Enheds pris	Budget økonomisk omkostning	Ressource Mængde	Enheds pris	Budget økonomisk omkostning	Ressource mængde	Enheds pris	Budget økonomisk omkostning	Ressource mængde	Enheds pris	Budget økonomisk omkostning		
		kr./enhed	Kr./husstand/år		kr./enhed	kr./husstand/ år		kr./enhed	kr./husstand/ år		kr./enhed	kr./husstand/ år		
Investering														
• Investering udendørs beholder	400 kr.	0.1359	54	30 kr.	0.1359	4	400 kr.	0.1359	54	420 kr.	0,1359	57		
• Levetid	10 år			10 år			10 år			10 år				
• Investering indendørs beholder	35 kr.	0.1359	5	35 kr.	0.1359	5	0			0				
• Levetid	10 år			10 år			0			0				
• Investering bil	89 kr.	0.1610	14	42 kr.	0.1610	7	121 kr.	0.1610	20	59 år.	0,1610	10		
• Levetid	8 år			8 år			8 år			8 år				
<i>Investering i alt</i>			73			16			74			67		
Drift														
Køkkenposer	156 plast poser	0.30	47	156 plast poser	0.30	47	0		0					
Distribution af køkkenposer	20 kr.	1	20	20 kr.	1	20	0		0					
• Vedligeholdelse	0 0		0	0			0		0					
• Tømning	227 kr.	1	227	59 kr.	1	60	323 kr.	1	323	117 kr.	1	117		
• Information	0 0		0	0										
• Administration	11 kr.	1	11	3 kr.	1	3	8 kr.	1	8	7 kr.	1	7		
Driftsomkostninger i alt			305			129			331			124		
<i>Omkostninger i alt</i>			378			144			405			191		

Kilde: Miljøstyrelsen (2003c), bilag N samt personlig meddelelse Orla Jørgensen, PlanEnergi, 4. oktober 2002.

A.5 Budgetøkonomiske omkostninger, todel t indsamling model II (København-Frederiksberg)

	Organisk affald						Restaffald					
	Enfamiliebolig			Etagebolig			Enfamiliebolig			Etagebolig		
	Ressource Mængde	Enhedspris	Budget økonomiske omkostninger	Ressource Mængde	Enhedspris	Budget økonomiske omkostninger	Ressource mængde	Enhedspris	Budget økonomiske omkostninger	Ressource mængde	Enhedspris	Budget økonomiske omkostninger
	kr./enhed	Kr./husstand/år		kr./enhed	Kr./husstand/år		kr./enhed	Kr./husstand/år		kr./enhed	Kr./husstand/år	
Investering												
• Investering udendørs beholder	825 kr.	0,1359	112	34 kr.	0,2374	8,07	298 kr.	0,1359	41	179 kr.	0,1359	24
• Levetid	10 år			5 år			10 år			10 år		
• Investering indendørs beholder	63 kr.	0,1359	8	63 kr.	0,1359	8,49						
• Levetid	10 år			10 år								
• Investering bil	kr.			kr.		0,00						0
• Levetid	år			år								
<i>Investering i alt</i>			121			16,56			41			24
Drift												
Køkkenposer	168 plast poser	0,30	50	168 plast poser	0,30	50			0			
Distribution af køkkenposer	4 gange	7,15	29	4 gange	7,15	29			0			
• Udendørssække	26 sække	2,56	67			5	86 kr.	1	86			
• Vedligeholdelse	22 kr.	1	22	2 kr.	1	2			0			0
• Tømning	231 kr.	1	231	26 kr.	1	26	359 kr.	1	359	140 kr.	1	140
• Information	3 kr.	1	3	3 kr.	1	3			0			0
• Administration	10 kr.	1	10	10 kr.	1	10						
Driftsomkostninger i alt			412			125			445			140
<i>Omkostninger i alt</i>			533			141			485			165

Kilde: Miljøstyrelsen (2003b), bilag A.

A.6 Budgetøkonomiske omkostninger, todel t indsamling model III (Århus)

Organisk affald og restaffald samlet								
Enfamilieboliger				Etageboliger				
	Ressource- mængde	Enhed	Enheds- pris	Budget økonomiske omkost- ninger	Ressource- mængde	enhed	Enheds- pris	Budget økonomiske omkost- ninger
			kr./enhed	kr./hus- stand/år			kr./enhed	kr./hus- stand/år
Investering								
Investering udendørs beholder	186 kr.		0,1359	25	215 kr.		0,1359	29
levetid	10 år				10 år			
Investering indendørs beholder	60 kr.		0,2374	14	60 kr.		0,2374	14
levetid	5 år				5 år			
Investering bil	kr.				kr.			0
levetid	år				år			
<i>Investering i alt</i>				40				44
Drift								
Køkkenposer, inkl. distribution	63 kr.		1,00	63	36 kr.		1,00	36
beholderværksted	37 kr.		1	37	28 kr.		1	28
brugercenter (adm. M.m.)	69 kr.		1	69	12		1	12
tømning	364 kr.		1	364	135		1	135
information	7 kr.		1	7	7 kr.		1	7
Administration	0 kr.		1	0				0
Driftsomkostninger i alt				540				218
<i>Omkostninger i alt</i>				579				262

Kilde: Miljøstyrelsen (2003a), kap. 8 samt personlig meddelelse Michael Johansson, Århus Kommunale Værker, 17. oktober 2002, 16. januar 2002 og 20. januar 2003.

A.7 Budgetøkonomiske omkostninger for optisk sorteringsanlæg model III (Århus)

	Ressource- mængde	Enhed	Enhedspris	Budget økonomiske omkostninger
Investering			kr./enhed	kr.
Investering bygninger	24477738	kr.*	0,0726	1778281
levetid	30	år		
investering maskiner	39513600	kr.*	0,1359	5368632
levetid	15	år		
Investering i alt				7146913
Drift				
Arbejdskraft	6	mand	442833	2657000
drift	504000	kWh	1,17	592000
reparation og	870000	kr.	1	870000
vedligeholdelse				
andel af vejerbod	210000	kr.	1	210000
administration	944000	kr.	1	944000
øvrige driftsudgifter	64000	kr.	1	64000
Driftsudgifter i i alt				5337000
Omkostninger i alt				12483913
Kr./ husstand etage				82
Kr./ husstand enfamilie				101

* Justeret til 2001-priser

Kilde: Miljøstyrelsen (2003a), kap. 8 samt personlig meddelelse Michael Johansson, Århus Kommunale Værker, 17. oktober 2002.

A.8 Budgetøkonomiske indsamlingsomkostninger samlet

Kr. pr. husstand pr. år	Organisk affald						Restaffald						Affald i alt					
	Enfamilie			Etage			Enfamilie			Etage			Enfamilie			Etage		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Model																		
Indsamling																		
Anlæg	73	121		16	17		74	41		67	24		147	161	40	82	41	44
Drift	305	412		129	125		331	445		124	140		636	857	540	253	265	218
I alt	378	533		144	141		405	485		191	165		783	1018	579	335	306	262
Optisk sortering																		
Anlæg																		
Drift																		
I alt																101		82
Indsamling, kr./ husstand/ år	378	533		144	141		405	485		191	165		783	1018	680	335	306	344
Indsamlet mængde, tons pr. husstand pr. år	0,208			0,094			0,307			0,322			0,515			0,416		
Indsamling, kr. pr. tons pr. år	1818	2560		1543	1509		1320	1581		591	511		1521	1977	1321	805	736	828

Udelt indsamling. Budgetøkonomiske omkostninger for tre modeller						
Model	Enfamilie			Etage		
	I	II	III	I	II	III
Indsamling						
Anlæg	59	45	34	62	30	37
Drift	517	471	496	149	167	195
Indsamling, kr./husstand/år	576	516	529	211	197	232
Indsamlet mængde, tons pr. husstand pr. år	0,515			0,416		
Indsamling, kr. pr. tons pr. år	1119	1002	1028	508	473	559
Todelt indsamling. Indsamlingsomkostninger per tons organisk affald						
Udelt indsamling, kr. pr. tons	Enfamilie			Etage		
	I	II	III	I	II	III
Udelt indsamling, kr. pr. tons	1119	1002	1028	508	473	559
Omkostningsstigning pga. todelte indsamling, kr. pr. husstand	207	502	151	124	109	112
Omkostningsstigning pga. todelte indsamling, kr. pr. tons org. affald	995	2412	726	1322	1167	1196
Todelt indsamling, kr. pr. tons organisk affald	2114	3415	1754	1830	1640	1754

Budgetøkonomiske omkostninger – Forbehandling

A.9 Budgetøkonomiske omkostninger, forbehandling bioforgasning (skrueseparator i Ålborg)

	Ressource mængde	Enhedspris	Budgetøkonomiske omkostninger
Behandlet mængde organisk affald pr. år	10100 tons		
Anlæg			
Investering Dewaster levetid	2063300 kr. 5 år	0,2373964	489820
Investering øvrige maskiner levetid	4208803 kr. 5 år	0,2373964	999154,7
Investering lagertanke levetid	1011000 kr. 5 år	0,2373964	240007,8
Investering bygninger levetid	2500000 kr. 25 år	0,07822672	195566,8
Konsulentbistand udbud levetid	250000 kr. 25 år	0,07822672	19556,68
<i>Investering i alt</i>			<i>1944106</i>
Drift			
• Arbejdskraft	0,5 årsværk	300000	150000
• El	303000 kWh	0,35	106050
• Varme	197000 kr.	1	197000
• Vedligeholdelse Dewaster	103000 kr.	1	103000
• Vedligeholdelse øvrige maskiner	157000 kr.	1	157000
• Vedligeholdelse Bygninger	28000 kr.	1	28000
• Administration	303000 kr.	1	303000
Driftsudgifter i alt			1044050
Transport			
• Biomasse (65 pct.)	6565 tons	25	164125
<i>Omkostninger i alt</i>			<i>3152281</i>
<i>Omkostninger i alt pr. tons behandlet organisk affald</i>			<i>312,11</i>

Kilde: Miljøstyrelsen (2003c), bilag N samt personlig meddelelse Thomas Lyngholm, Reno-Nord, 23. oktober 2002.

A.10 Budgetøkonomiske omkostninger for forbehandling bioforgasning
(Knudsmoseværket, Herning)

	Ressource mængde	Enhed	Enhedspris	Budgetøkonomiske omkostninger	Opskalering til fuld kapacitet	
			<i>kr. pr. enhed</i>	<i>kr.</i>	<i>kr.</i>	
<i>Forbehandlet mængde</i> <i>Kapacitet</i> <i>Forbehandling</i> <i>Kapitaludgifter</i>	<i>3996 tons</i> <i>9000 tons</i>					
Investering i forbehandlingsanlæg i alt	5.800.000 kr.					
- Levetid	10 år		0,1359	788.035	1	788034
<i>Ressourceforbrug drift</i>						
Arbejdskraft	0,67 mand		294.000	196.010	2,252252	441470
Råvarer						
-Vand	361 m ³		18	6.498	2,252252	14635
-Energi						
- El	31.800 kWh		0,5	15900	2,252252	35811
- Varme	64.500 kWh		0,19	12255	2,252252	27601
Andet						
- Tømning af containere	57.000 kr.		1	57.000	2,252252	128378
Vedligeholdelse						
- Samlet	150.000 kr.		1	150.000	1	150000
<i>Nettoomkostninger i alt</i>				<i>1225697</i>		<i>1435923</i>
<i>Produktion</i> Forbehandlet affald til biogasanlæg	2.538					
<i>Nettoomkostninger pr. tons</i>				<i>307</i>		<i>160</i>

Kilde: Miljøstyrelsen(2003b)

Budget økonomiske omkostninger – Behandling

A.11 Budgetøkonomiske omkostninger forbrænding

	Ressource- mængde	Enhed	Enhedspris (kr./enhed)	Budgetøkonomiske omkostninger i kr.
<i>Forbrændt mængde Behandling (forbrænding) Kapitalomkostninger</i>	483.000	Tons		
Investering forbrændingsanlæg - levetid	2.000.000.000	kr. 25 år	0,0782	156.453.436
Investering maskiner - levetid	700.000.000	kr. 40 år	0,0665	46.523.075
Kapitaludgifter i alt <i>i 2001 priser</i>				202.976.512 208.862.830
Driftsomkostninger				
Arbejdskraft - antal ansatte - pensioner	149 3.000.000	mand kr.	315.436 1	47.000.000 3.000.000
Råvarer - Kalk - Kemikalier - Lud - Energi * El * Naturgas * Olie * Spidsbelastning	3.000 2.000.000 390 42.300 256.000 526 1.000.000	tons kr. tons mWh m ³ m ³ kr.	333,33 1 1.282 0,4 1,95 950,57 1	1.000.000 2.000.000 500.000 16.920 500.000 500.000 1.000.000
Andet	52.000.000	kr.	1	52.000.000
Vedligeholdelse maskiner Vedligeholdelse bygninger Driftsudgifter i alt	44.000.000 5.000.000	kr. kr.	1 1	44.000.000 5.000.000 156.517.000
<i>Bortskaffelse af restprodukt</i>				
Deponering Genanvendelse Bortskaffelse af restprodukter i alt	15.000 107.000	tons tons	445 158	6.675.000 16.906.000 23.581.000
<i>Omkostninger i alt I 2001-priser Omkostninger i alt pr. tons I 2001 priser</i>				383.074.431 394.183.590 793 816
<i>Indtægt fra produktion pr. tons (specifikt fra den organiske del fra ORWARE)</i>				
Produktion af el pr. tons Produktion af varme pr. tons (eks. Afgift på varme) Indtægter i alt pr. tons	154 730	kWh kWh	0,338 0,169	25 60 85
<i>Indtægter i alt, pr. tons I 2001 priser</i>				175 181
<i>Nettoomkostninger i alt pr. tons (2001- priser)</i>				636
<i>Forbrændingsafgift</i>				330
<i>Nettoomk. I alt inkl. affaldsafgift</i>				966

Kilde: Miljøstyrelsen (2002a).

A.12 Budgetøkonomiske omkostninger, FØI, bioforgasning

	Fysiske mængder	Enhed	Enhedspriser	Omkostninger
Affald til bortskaffelse Heraf organisk affald	200750 tons 40150 tons			
Investeringer Grund og bygninger • Nutidsværdi • levetid	58420000 kr. 20 år		0,087185	5093322
Transportmateriel trækker • Nutidsværdi • levetid	700000 kr. 5 år		0,237396	166177
tankvognstrailer • Nutidsværdi • levetid	900000 kr. 10 år		0,135868	122281
Reinvesteringer • Nutidsværdi • levetid	3186167 kr. 20 år		0,087185	277785
Vedligeholdelse samlet Monopumper, omrøring, mm				399156 141999
Arbejdskraft				867000
Omrøring				20100
Syring af vekslere				91667
Administration				903535
Div. rengøring, tøj mm				88000
varevogn				50000
sandrensning				50188
Energi	957720 kWh		0,45 kr. pr. kWh	430974
<i>Samlede driftsomkostninger</i>				<i>3042619</i>
samlede omkostninger				8702184
Omkostninger pr. tons I 2001-priser				43 45
Produktion/salg pr. tons (justeret i forhold til den organiske del fra ORWARE)				
El	51	kWh	0,6679 kr. pr. kWh	34
gas	102	m3	2 kr./m3	204
samlede indtægter pr. tons I 2001-priser				238 245
Omkostninger pr. tons <i>Opskrevet til 2001-priser</i>				-195 -200

Kilde: Fødevarøkonomisk Institut(2002) samt pers. meddelelse Kurt Hjort-Gregersen d. 12/11, 13/11, 14/11 2002 samt 12/2 2003.

A.13 Budgetøkonomiske omkostninger, komposteringsanlæg (Odense)

	Fysiske mængder	Enhed	Enhedspriser	Omkostninger
Affald til bortskaffelse	38000 tons			
Heraf organisk affald	0 tons			
Haveaffald	30000 tons			
Samlet mængde	68000 tons			
<i>Investeringer</i>				
*Anslået nutidsværdi af anlæg i alt	60863913 kr.			
*Anlægsdel				
Nutidsværdi	42185913 kr.*		0,078226718	3300066
levetid	25 år			
Maskiner				
Nutidsværdi	18678000 kr.*		0,135867958	2537742
levetid	10 år			
Samlede investeringsomkostninger				5837807
<i>Driftsomkostninger</i>				
*Vedligeholdelse maskiner	1522000 kr.			
*Vedligeholdelse bygninger	65000 kr.			
*Arbejdskraft	7 mand		356000 kr./år	2492000
<i>Råvarer</i>				
*Kemikalier	650 liter		370,7692308 kr./l	241000
*Energi	10000 kWh		0,8 kr./kWh	8000
Diesel	100000 liter		5,85 kt./l	585.000
Analysér	314000		1	314.000
Samlede driftsomkostninger				3640000
Produktion/salg				
Kompost	30000 tons		10 kr./tons	300.000
Kapitalomkostninger pr. tons af hele kapaciteten				86
Driftsomkostninger pr./tons (kun organisk)				96
Indtægter pr. tons af hele kapaciteten				4
Nettoomkostninger pr./tons organisk affald				177

*Opskrevet til 2001-priser

Kilde: Udfyldt spørgeskema, Odense Renovationselskab A/S samt pers. Meddelelse Finn Andersen d. 12/9, 23/10, 10/10 samt 31/10 2002.

Velfærdsøkonomiske omkostninger - Indsamling

B.1 Velfærdsøkonomiske omkostninger, udel t indsamling (stikprøve).

	Enfamilieboliger					Etageboliger				
	Ressource- mængde	Enhed	Enhedspris	Nettoafgifts faktor	Velfærds økonomiske Omkost- ninger	Ressource- mængde	Enhed	Enhedspris	Nettoafgifts faktor	Budget økonomiske Omkost- ninger
			kr./enhed		kr./husstand /år			kr./enhed		kr./husstand /år
Investering										
investering udendørs beholder levetid	298 år 10 kr.		0,1472	1,17	51	187 år 10 kr.		0,1472	1,17	32
investering indendørs beholder levetid	35 kr. 5 år		0,1472	1,17	6	35 år 5 kr.		0,1472	1,17	6
investering bil levetid	år 0					år 0				0
<i>Investering i alt</i>					57					38
Drift										
• køkkenposer	260 plastposer		0,10	1,00	26	200 plastposer		0,10	1,00	20
• distribution af køkkenposer	0		1		0					
• udendørs sække	86 kr.		1	1,17	100					
• vedligeholdelse	0		1	1,17	0					
• tømning	359 kr.		1	1,21	434	147 kr.		1	1,21	177
• information	0		1		0					
• Administration	0		1		0					
Driftsomkostninger i alt					561					197
<i>Omkostninger i alt</i>					618					236

B.2 Vel færdsøkonomiske omkostninger, udel t indsamling, model I (Ålborg).

	Enfamilieboliger					Etageboliger				
	Ressource- Mængde	enhed	Enhedspris	Nettoafgifts faktor	Velfærds økonomiske Omkost- ninger	Ressource- mængde	enhed	Enhedspris	Nettoafgifts faktor	Velfærdsøko- nomiske Omkost- ninger
			kr./enhed		kr./husstand /år			kr./enhed		kr./husstand /år
Investering										
investering udendørs beholder levetid	400 kr. 10 år		0,1472	1,1700	69	420 kr. 10 år		0,1472	1,1700	72
investering indendørs beholder levetid	35 år 5 kr.		0,1472	1,1700	6	35 kr. 5 år		0,1472	1,1700	6
Investering bil levetid	kr. år				0	kr. år				0
<i>Investering i alt</i>					75					78
Drift										
• køkkenposer	260 plastposer		0,10	1,00	26	260 plastposer		0,10	1,00	26
• distribution af køkkenposer	0 kr.		1		0	0 kr.		1		0
• udendørs sække	52 kr.		2	1,17	122			1,17		0
• vedligeholdelse	0				0	0				0
• tømning	378 kr.		1	1,17	442	124 kr.		1	1,17	146
• information	0				0	0				0
• Administration	9,50 kr.		1	1,17	11	5 kr.		1	1,17	6
Driftsomkostninger i alt					600					177
<i>Omkostninger i alt</i>					675					256

B.3 Velfærdsøkonomiske omkostninger, udel t indsamling, Model III (Århus).

Organisk affald og restaffald samlet										
	Enfamilieboliger					Etageboliger				
	Ressource- mængde	Enhed	Enhedspris	Nettoafgifts faktor	Velfærds økonomiske Omkost- ninger	Ressource- mængde	enhed	Enhedspris	Nettoafgifts faktor	Velfærds økonomiske Omkost- ninger
			kr./enhed	kr./husstand /år				kr./enhed	kr./husstand /år	
Investering										
investering udendørs beholder levetid	186 kr. 10 år		0,1472	1,1700	32	215 kr. 10 år		0,1472	1,1700	37
investering indendørs beholder levetid	35 kr. 5 år		0,2484	1,1700	10	35 kr. 5 år		0,2484	1,1700	10
investering bil levetid	kr. år					kr. år				0
<i>Investering i alt</i>					42					47
Drift										
• køkkenposer	260 kr.		0,10	1,0000	26	200 kr.		0,10	1,0000	20
• beholderværksted	37 kr.		1	1,1700	43	28 kr.		1	1,1700	33
• brugercenter (adm. M.m.)	69 kr.		1	1,1700	81	12		1	1,1700	13
• tømning	364 kr.		1	1,2100	440	135		1	1,2100	170
• information	0 kr.		1	1,1700	0	0 kr.		1	1,1700	0
• Administration	0 kr.		1	1,1700	0				1,1700	0
Driftsomkostninger i alt					590					230
<i>Omkostninger i alt</i>					632					277

B.4 Vel færdsøkonomiske omkostninger, todel t indsamling organisk affald, Model I (Ålborg).

	Organisk affald									Restaffald										
	Enfamilieboliger					Etageboliger				Enfamilieboliger					Etageboliger					
	Ressource mængde	Enheden	Enhedsprisen	Nettoafgiftsfaktor	Vel færdsøkonomiske omkostning	Ressource mængde	Enheden	Enhedsprisen	Nettoafgiftsfaktor	Vel færdsøkonomiske omkostning	Ressource mængde	Enheden	Enhedsprisen	Nettoafgiftsfaktor	Vel færdsøkonomiske omkostning	Ressource mængde	Enheden	Enhedsprisen	Nettoafgiftsfaktor	Vel færdsøkonomiske omkostning
			kr./ enhed		kr./hus stand/ år			kr./ enhed		kr./hus stand/ år			kr./ enhed		kr./hus stand/ år			kr./ enhed		kr./hus stand/ år
Investering																				
investering udendørs beholder levetid	400 kr. 10 år		0,1472	1,17	69	30 kr. 10 år		0,1472	1,17	5	400 kr. 10 år		0,1472	1,17	69	420 kr. 10 år		0,1472	1,17	72
investering indendørs beholder levetid	35 kr. 5 år		0,1472	1,17	6	35 kr. 5 år		0,1472	1,17	6	0 0		0,1472	1,17	0	0 0		0,1472	1,17	0
investering bil levetid	89 kr. 8 år		0,173	1,19	18	42 kr. 8 År		0,173	1,19	9	121 kr. 8 år		0,173	1,19	25	59 kr. 8 år		0,173	1,19	12
<i>Investering i alt</i>					93										93					84
Drift																				
• køkkenposer	156 plast poser		0,30	1,17	55	156 plast poser		0,30	1,17	55	0				0					0
• distribution af køkkenposer	20 kr.		1,00	1,17	23	20 Kr.		1,00	1,17	23	0				0					0
• vedligeholdelse	0 0		0,00		0	0		0,00		0	0				0					0
• tømning	227 kr.		1,00	1,21	275	59 kr.		1,00	1,21	71	323 kr.		1,00	1,21	391	117 kr.		1,00	1,21	142
• information	0 0		0,00		0	0		0,00		0	0				0					0
• Administration	11 kr.		1,00	1,17	13	3 kr.		1,00	1,17	4	8 kr.		1,00	1,17	9	7 kr.		1,00	1,17	8
Driftsomkostninger i alt					366					153					400					150
<i>Omkostninger i alt</i>					459					173					494					234

B.5 Vel færdsøkonomiske omkostninger, todel t indsamling organisk affald, Model II (København-Frederiksberg).

	Organisk affald										Restaffald									
	Enfamilieboliger					Etageboliger					Enfamilieboliger					Etageboliger				
	Ressource mængde	Enhed	Enhedspris	Nettoafgiftsfaktor	Velfærdsøkonomiske omkostning	Ressource mængde	Enhed	Enhedspris	Nettoafgiftsfaktor	Velfærdsøkonomiske omkostning	Ressource mængde	Enhed	Enhedspris	Nettoafgiftsfaktor	Velfærdsøkonomiske omkostning	Ressource mængde	Enhed	Enhedspris	Nettoafgiftsfaktor	Velfærdsøkonomiske omkostning
			kr./ enhed		kr./hus- stand/år			kr./ enhed		kr./hus- stand/år			kr./ enhed		kr./hus- stand/år			kr./ enhed		kr./hus- stand/år
Investering																				
investering udendørs beholder levetid	825 kr. 10 år		0,1472	1,17	142	34 kr. 5 år		0,2484	1,17	10	299 kr. 10 år		0,1472	1,17	51	179 kr. 10 år		0,1472	1,17	31
investering indendørs beholder levetid	63 kr. 10 år		0,1472	1,17	110	62,5 kr. 10 år		0,1472	1,17	110										
investering bil levetid	kr. år			1,19	0	kr. år			1,19	0										0
<i>Investering i alt</i>					153					21					51					31
Drift																				
• køkkenposer	plast 168 poser		0,30	1,17	59	plast 168 poser		0,30	1,17	59			1,17	0						
• distribution af køkkenposer	4 kr.		7,15	1,17	33	4 kr.		7,15	1,17	33			1,17	0						
• udendørssække	26 sække		2,56	1,17	78	1,6 sække		3,17	1,17	6	86 kr.		1	1,17	100					0
• vedligeholdelse	22 kr.		1	1,17	26	1,7 kr.		1,00	1,17	2			1,17	0						0
• tømning	231 kr.		1	1,21	280	25,91 kr.		1,00	1,21	31	359 kr.		1	1,21	434	140 kr.		1	1,21	170
• information	3 kr.		1	1,17	4	3 kr.		1,00	1,17	4			1,17	0						0
• Administration	10 kr.		1	1,17	12	10 kr.		1,00	1,17	12			1,17	0						0
Driftsomkostninger i alt					491					147					535					170
<i>Omkostninger i alt</i>					644,11					167,56					586,01					207

B.6 Vel færdsøkonomiske omkostninger, todel t indsamling, Model III (Århus).

Organisk affald og restaffald samlet										
	Enfamilieboliger					Etageboliger				
	Ressource mængde	enhed	Enhedspris	Nettoafgifts faktor	Velfærds økonomiske omkostning er	Ressource mængde	enhed	Enhedspris	Nettoafgifts faktor	Velfærds økonomiske omkostning er
			kr./enhed		kr./hus- stand/år			kr./enhed		kr./hus- stand/år
Investering										
investering udendørs beholder levetid	186 kr. 10 år		0,1472	1,17	32	215 kr. 10 år		0,15	1,17	37
investering indendørs beholder levetid	60 kr. 5 år		0,2484	1,17	18	60 kr. 5 år		0,25	1,17	18
investering bil levetid	kr. år					kr. år				0
<i>Investering i alt</i>					50					55
Drift										
• køkkenposer, inkl. distribution	63 kr.		1	1,17	74	36 kr.		1,00	1,17	43
• beholderværksted	37 kr.		1	1,17	43	28 kr.		1,00	1,17	33
• brugercenter (adm. M.m.)	69 kr.		1	1,17	81	12 kr.		1,00	1,17	13
• tømning	364 kr.		1	1,21	440	135 kr.		1,00	1,21	164
• information	7 kr.		1	1,17	8	7 kr.		1,00	1,17	
• Administration	0 kr.		1	1,17	0	0 kr.		0,00	1,17	0
Driftsomkostninger i alt					646					261
<i>Omkostninger i alt</i>					696					315

B.7. Vel færdsøkonomiske omkostninger, todel t indsamling, optisk sortering, Model III (Århus).

Optisk sortering					
	Ressourcemængde	Enhed	Enhedspris	Nettoafgiftsfaktor	Velfærdsøkonomiske omkostninger
			kr./enhed		kr.
Investering					
investering bygninger	24477738 kr.		0,0810	1,17	2320307
levetid	30 år				
investering maskiner	39513600 kr.		0,1138	1,25	5619159
levetid	15 år				
<i>Investering i alt</i>					7939466
Drift					
• arbejdskraft	6 mand		442833	1,17	3108690
• Elforbrug	504000 kWh		0,24	1,25	151200
• reparation og vedligeholdelse	870000 kr.		1	1,17	1017900
• andel af vejerbod	210000 kr.		1	1,17	245700
• administration	944000 kr.		1	1,17	1104480
• øvrige driftsudgifter	64000 kr.		1	1,17	74880
<i>Driftsudgifter i alt</i>					5702850
<i>Omkostninger i alt</i>					13642316
<i>Omkostninger pr. husstand etage</i>					90
<i>Omkostninger pr. husstand enfamilie</i>					110

B.8 Vel færdsøkonomiske indsamlingsomkostninger samlet oversigt

Kr. pr. husstand pr. år	Organisk affald						Restaffald						Affald i alt					
	Enfamilie			Etage			Enfamilie			Etage			Enfamilie			Etage		
Model	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
Indsamling																		
Anlæg	93	153		20	21		94	51		84	31		187	204	50	104	51	55
Drift	366	491		153	147		400	535		150	170		766	1026	646	303	317	261
I alt	459	644		173	168		494	586		234	201		953	1230	696	407	368	315
Optisk sortering																		
Anlæg																		
Drift																		
I alt															110			90
<i>Indsamling, kr./husstand/år</i>	<i>459</i>	<i>644</i>		<i>173</i>	<i>168</i>		<i>494</i>	<i>586</i>		<i>234</i>	<i>201</i>		<i>953</i>	<i>1230</i>	<i>806</i>	<i>407</i>	<i>368</i>	<i>405</i>
Indsamlet mængde, tons pr. husstand pr. år	0,208			0,094			0,307			0,322			0,515			0,416		
<i>Indsamling, kr. pr. tons pr. år</i>	<i>2206</i>	<i>3097</i>		<i>1847</i>	<i>1790</i>		<i>1610</i>	<i>1910</i>		<i>726</i>	<i>623</i>		<i>1851</i>	<i>2390</i>	<i>1565</i>	<i>979</i>	<i>885</i>	<i>975</i>

B.9 Vel færdsøkonomiske indsamlingsomkostninger samlet oversigt.

Udelt indsamling. Velfærdsøkonomiske omkostninger for tre modeller						
Model	Enfamilie			Etage		
	I	II	III	I	II	III
Indsamling						
Anlæg	75	57	42	78	38	47
Drift	600	561	590	177	197	230
<i>Indsamling, kr./husstand/år</i>	675	618	632	256	236	277
Indsamlet mængde, tons pr. husstand pr. år	0,5148			0,416		
<i>Indsamling, kr. pr. tons pr. år</i>	1312	1201	1228	615	566	666
Todelt indsamling. Velfærdsøkonomiske omkostninger per tons organisk affald						
	Enfamilie			Etage		
	I	II	III	I	II	III
Udelt indsamling, kr. pr. tons	1312	1201	1228	615	566	666
Omkostningsstigning pga. todelte indsamling, kr. pr. husstand	277	612	174	151	133	128
Omkostningsstigning pga. todelte indsamling, kr. pr. tons organisk affald	1334	2943	834	1617	1418	1371
<i>Todelt indsamling, kr. pr. tons organisk affald</i>	2646	4143	2063	2232	1984	2037

Velfærdsøkonomiske omkostninger - Forbehandling

B.10 Forbehandling bioforgasning (Ålborg)

		Enhedspris	NAF	Velfærdsøkonomiske omkostninger	Pr. tons
Behandlet mængde organisk affald pr. år	10100 Tons				
Anlæg					
Investering Dewaster	2063300 kr.	0,24835457	1,25	640538	
Levetid	5 år				
Investering øvrige maskiner	4208803 kr.	0,24835457	1,25	1306594	
Levetid	5 år				
Investering lagertanke	1011000 kr.	0,24835457	1,17	293771	
Levetid	5 år				
Investering bygninger	2500000 kr.	0,08742787	1,17	255727	
levetid	25 år				
Konsulentbistand udbud	250000 kr.	0,08742787	1,17	25573	
levetid	25 år				
<i>Investering i alt</i>				2522202	250
Drift					
• Arbejdskraft	0,5 årsværk	300000	1,17	175500	
• El	303000 kWh	0,24	1,25	90900	
• Varme	197000 kr.	1	1,17	230490	
• Vedligeholdelse Dewaster	103000 kr.	1	1,17	120510	
• Vedligeholdelse øvrige maskiner	157000 kr.	1	1,17	183690	
• Vedligeholdelse Bygninger	28000 kr.	1	1,17	32760	
• Administration	303000 kr.	1	1,17	354510	
Driftsudgifter i alt				1188360	
Transport: Biomasse (65 pct.)	6565 tons	25	1,19	195309	137
Omkostninger i alt				3905871	
<i>Omkostninger i alt pr. tons behandlet organisk affald</i>				387	

Velfærdsøkonomiske omkostninger - behandling

B.11 Vel færdsøkonomiske omkostninger, forbrænding

Velfærdsøkonomiske omkostninger ved forbrænding							
	Ressource mængde	Enhed	Enhedspris i (kr.)	NAF	Velfærds- økonomisk pris	Velfærds- Økonomiske omk.	Pr. tons
Indsamlet mængde	483.000 tons						
<u>Investeringer</u>							
Anlægsdel -levetid	2.000.000.000 kr. 25 år		0,0874	1,21	0,1058	211.575.448	438
Varmedistributionsdel -nutidsværdi -levetid	- 700.000.000 kr. 40 år		0,0733	1,21	0,0886	62.053.234	128
						273.628.682	567
Vedligeholdelse maskiner	44.000.000 kr.		1	1,17	1,17	51.480.000	107
Vedligeholdelse bygninger	5.000.000 kr.		1	1,17	1,17	5.850.000	12
Arbejdskraft	149 mand		315.436	1,17	369.060	54.990.000	114
pension	3.000.000 kr.		1	1,17	1,17	3.510.000	7
<u>Råvarer</u>							
Kalk	3.000 tons		333	1,17	390	1.170.000	2
Kemikalier	2.000.000 kr.		1	1,25	1,25	2.500.000	5
Lud	390 tons		1.282	1,25	1.602,56	625.000	1
Energi							
- el	42.300 mWh		240	1,25	300,00	12.690.000	26
- naturgas	256.000 m3		1,95	1,25	2,44	624.000	1
- olie	526 m3		968,52	1,25	1.211	636.802	1
- naturgas og olie til spidsbelastning	1.000.000 kr.		1	1,25	1,25	1.250.000	3
<u>Andet</u>							
*F&U	2.000.000 kr.		1	1,17	1,17	2.340.000	5

Miljøkontrol (ekskl. Bortskaffelse af restproduktion)	13.000.000 kr.	1	1,17	1,17	15.210.000	31
Administration	9.000.000 kr.	1	1,17	1,17	10.530.000	22
Drift og vedl. af spidslastcentral + distribution af fjernvarme	10.000.000 kr.	1	1,17	1,17	11.700.000	24
Forbehandling/omlastning	8.000.000 kr.	1	1,17	1,17	9.360.000	19
Vedligeholdelsessystem vedr. forbrændingsanlæg, m.m.	10.000.000 kr.	1	1,17	1,17	11.700.000	24
<i>Driftsomkostninger i alt</i>					196.165.802	406
<i>Bortskaffelse af restprodukt</i>						
Mængde	122.000 tons					
- til deponering	15.000 tons	445	1,17	521	7.809.750	16
- til genanvendelse	107.000 tons	158	1,17	185	19.780.020	41
<i>Omkostninger til bortskaffelse i alt</i>					27.589.770	57
<i>Omkostninger i alt</i>					497.384.254	1.030
<i>Omkostninger i alt pr. tons</i>					1.030	
<i>Opskrevet til 2001</i>					1.060	1.060

B.12 Vel færdsøkonomiske omkostninger, bioforgasning

	<i>Fysiske mængder</i>	<i>Enhed</i>	<i>Enheds priser</i>	<i>NAF</i>	<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger</i>	<i>Pr. tons</i>
Affald til bortskaffelse	200750	tons				
Heraf organisk affald	40150	tons				
Investeringer						
Grund og bygninger						
- nutidsværdi	58420000	kr.	0,09721571	1,17	6644830	
- Levetid	20	år				
Transportmateriel						
Trækker						
- nutidsværdi	700000	kr.	0,24835457	1,21	210356,3	
- Levetid	5	år				
tankvognstrailer						
- nutidsværdi	900000	kr.	0,14723051	1,21	160334	
- Levetid	10	år				
Reinvesteringer						
- nutidsværdi	4130520	kr.	0,09721571	1,17	469815	
- Levetid	20	år				
<i>Samlede investeringsomkostninger</i>					<i>7485335</i>	<i>37</i>
*Vedligeholdelse samlet	399156	kr.		1,17	467013	
Monopumper, omrøring, mm	141999	kr.		1,17	166139	
*Arbejdskraft	867000	mand		1,17	1014390	
Omrøring	20100	kr.		1,17	23517	
Syring af vekslere	91667	kr.		1,17	107250	
Administration	903535	kr.		1,17	1057136	
Div. Rengøring, tøj mm	88000	kr.		1,17	102960	
varevogn	50000	kr.		1,25	62500	
sandrensning	50188	kr.		1,17	58720	
*Energi	957720	kWh	0,24	1,25	287316	
Samlede driftsomkostninger					3346941	17
Samlede omkostninger					10832276	39
Omkostninger pr. tons					54	
<i>Opskrevet til 2001-priser</i>					<i>56</i>	<i>56</i>

B.13 Vel færdsøkonomiske omkostninger, kompostering

	Fysiske mængder	Enhed	Enhedspriser	NAF	Velfærdsøkonomiske omkostninger	Pr. tons
Affald til bortskaffelse	38000	tons				
Heraf organisk affald		tons				
Haveaffald	30000	tons				
<i>Samlet mængde</i>	<i>68000</i>	<i>tons</i>				
<i>Investeringer</i>						
Anslået nutidsværdi af anlæg i alt	60863913	kr.				
Anlægsdel						
- Nutidsværdi	42185913	kr.	0,087428	1,17	4315223	
- levetid	25	år				
Maskiner						
- Nutidsværdi	18678000	kr.	0,147231	1,25	3437464	
- levetid	10	år				
<i>Samlede investeringer</i>					<i>7752687</i>	<i>114</i>
<i>Driftsomkostninger</i>						
*Vedligeholdelse maskiner	1522000	kr.	1	1,17	1780740	
*Vedligeholdelse bygninger	65000	kr.	1	1,17	76050	
*Arbejdskraft	7	mand	356000	1,17	2915640	
<i>Råvarer</i>						
*Kemikalier	650	liter	371	1,17	282145,5	
*Energi	10000	kWh	0,24	1,25	3000	
Diesel	100000	liter	2,46	1,25	307500	
Analyser	314000	kr.	1	1,17	367.380	
<i>Driftsomkostninger</i>					<i>5732456</i>	<i>151</i>
Kapitalomkostninger pr. tons af hele kapaciteten					114	
Driftsomkostninger pr./tons (kun organisk)					151	
<i>Nettoomkostninger pr./tons samlet kapacitet</i>					<i>265</i>	<i>265</i>

Velfærdsøkonomiske omkostninger for anlæg i Finland er 597 kr./tons, dvs. velfærdsøkonomiske gennemsnitsomkostninger for kompost er 431 kr./tons

Velfærdsøkonomiske omkostninger -scenarier

b.14 Velfærdsøkonomiske omkostninger for Referencescenariet (scenario 1).

Mængde i tons	Referencescenarie		
	Forbrænding	Bioforgasning	Kompostering
	654.000	14.000	32.000
<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger kr./ tons</i>			
Indsamling og behandling			
• Omkostninger	2007	2846	2638
• Miljøkonsekvenser	132	202	93
I alt kr./ tons	2139	3048	2730
Samlede omkostninger	1399 mill. kr.	43 mill. kr.	87 mill. kr.
<i>I alt</i>	<i>1529 mill. kr.</i>		
<i>Samlet produktion</i>			
• El	378 TJ		
• Varme	1761 TJ		
• N	130 tons		
• P	40 tons		
• K	99 tons		

B 15 Velfærdsøkonomiske omkostninger for Scenario 2. Målsætning 2004, bioforgasning.

Bioforgasning 2004			
	Forbrænding	Bioforgasning	Kompostering
Mængde i tons	570.000	100.000	30.000
<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger kr./tons</i>			
Indsamling og behandling			
Omkostninger	2007	2846	2638
Miljøkonsekvenser	132	202	93
<i>I alt kr./ tons</i>	2139	3048	2730
<i>Samlede omkostninger</i>	<i>1219 mill. kr.</i>	<i>305 mill. kr.</i>	<i>82 mill. kr.</i>
Samlet produktion	<i>1606 mill. kr.</i>		
El	410 TJ		
Varme	1719 TJ		
N	437 tons		
P	97 tons		
K	236 tons		
Sparet elproduktion	-32 TJ= -8,9 mill. kWh		
• Pris pr. kWh	0,30 kr./kWh		
• Omkostninger i alt	-2,7 mill. kr.		
• Pris pr. kWh miljøkonsekvenser	0,71 kr./kWh		
• Miljøkonsekvenser i alt	-6,3 mill. kr.		
Tilført varmeproduktion	42 TJ=11,7 mill. kWh		
• Pris pr. kWh	0,07 kr./kWh		
• Omkostninger i alt	0,79 mill. kr.		
• Pris pr. kWh miljøkonsekvenser	0,35 kr./kWh		
• Miljøkonsekvenser i alt	4,1 mill. kr.		
Sparet kunstgødningproduktion			
Nitrogen	-307.000 kg		
• Pris pr. kg	7 kr./kg		
• Omkostninger i alt	-2,1 mill. kr.		
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser	1,78 kr./kg		
• Miljøkonsekvenser i alt	-0,55 mill. kr.		
Fosfor	-57.000 kg		
• Pris pr. kg	11,7 kr./kg		
• Omkostninger i alt	-0,67 mill. kr.		
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser	2,73 kr./kg		
• Miljøkonsekvenser i alt	-0,16 mill. kr.		
Kalium	-137.000 kg		
• Pris pr. kg	3,25 kr./kg		
• Omkostninger i alt	-0,45 mill. kr.		
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser	0,09 kr./kg		
• Miljøkonsekvenser i alt	-0,012 mill. kr.		
I alt sparede omkostninger og miljøkonsekvenser	-8,0 mill. kr.		
Omkostninger i alt for scenariet	1598 mill. kr.		

b. 16 Velfærdsøkonomiske omkostninger for Scenarie 3. Målsætning "langt sigt", bioforgasning.

Bioforgasning lang sigt			
	Forbrænding	Bioforgasning	Kompostering
Mængde i tons	370.000	300000	30000
<i>Velfærdsøkonomiske omkostninger kr./tons</i>			
Indsamling og behandling			
• Omkostninger	2007	2846	2638
• Miljøkonsekvenser	132	202	93
<i>I alt kr./ tons</i>	<i>2139</i>	<i>3048</i>	<i>2730</i>
<i>Samlede omkostninger</i>	<i>791 mill. kr.</i>	<i>914 mill. kr.</i>	<i>82 mill. kr.</i>
	<i>1788 mill. kr.</i>		
Samlet produktion			
• El		483 TJ	
• Varme		1610 TJ	
• N		1162 tons	
• P		231 tons	
• K		566 tons	
Sparet elproduktion		-105 TJ= -29,2 mill. kWh	
• Pris pr. kWh		0,30 kr./kWh	
• Omkostninger i alt		-8,8 mill. kr.	
• Pris pr. kWh miljøkonsekvenser		0,71 kr./kWh	
• Miljøkonsekvenser i alt		-20,8 mill. kr.	
Tilført varmereproduktion		151 TJ=41,9 mill. kWh	
• Pris pr. kWh		0,07 kr./kWh	
• Omkostninger i alt		2,8 mill. kr.	
• Pris pr. kWh miljøkonsekvenser		0,35 kr./kWh	
• Miljøkonsekvenser i alt		14,9 mill. kr.	
Sparet kunstgødningsproduktion			
Nitrogen		-1.032.000 kg	
• Pris pr. kg		7 kr./kg	
• Omkostninger i alt		-7,2 mill. kr.	
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser		1,78 kr./kg	
• Miljøkonsekvenser i alt		-1,8 mill. kr.	
Fosfor		-191.000 kg	
• Pris pr. kg		11,7 kr./kg	
• Omkostninger i alt		-2,2 mill. kr.	
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser		2,73 kr./kg	
• Miljøkonsekvenser i alt		-0,52 mill. kr.	
Kalium		-467.000 kg	
• Pris pr. kg		3,25 kr./kg	
• Omkostninger i alt		-1,5 mill. kr.	
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser		0,09 kr./kg	
• Miljøkonsekvenser i alt		-0,04 mill. Kr.	
I alt sparede omkostninger og miljøkonsekvenser		-25,2 mill. Kr.	
Omkostninger i alt for scenariet		1763 mill. Kr.	

b.17 Velfærdsøkonomiske omkostninger for Scenarie 4. Målsætning 2004, kompostering.

Kompostering 2004			
	Forbrænding	Bioforgasning	Kompostering
Mængde i tons	570.000	30000	100000
Velfærdsøkonomiske omkostninger kr./tons			
Indsamling og behandling			
• Omkostninger	2007	2846	2638
• Miljøkonsekvenser	132	202	93
I alt kr./ tons	2139	3048	2730
Samlede omkostninger	1219 mill. kr.	91 mill. kr.	273 mill. kr.
Samlet produktion	1584 mill. Kr.		
• El	351 TJ		
• Varme	1600 TJ		
• N	357 tons		
• P	117 tons		
• K	287 tons		
Tilført elproduktion	27 TJ= 7,5 mill. kWh		
• Pris pr. kWh	0,30 kr./kWh		
• Omkostninger i alt	2,3 mill. kr.		
• Pris pr. kWh miljøkonsekvenser	0,71 kr./kWh		
• Miljøkonsekvenser i alt	5,3 mill. kr.		
Tilført varmeproduktion	161 TJ=44,7 mill. kWh		
• Pris pr. kWh	0,07 kr./kWh		
• Omkostninger i alt	3,0 mill. kr.		
• Pris pr. kWh miljøkonsekvenser	0,35 kr./kWh		
• Miljøkonsekvenser i alt	15,8 mill. kr.		
Sparet kunstgødningproduktion Nitrogen	-227.000 kg		
• Pris pr. kg	7 kr./kg		
• Omkostninger i alt	-1,6 mill. kr.		
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser	1,78 kr./kg		
• Miljøkonsekvenser i alt	-0,4 mill. kr.		
Fosfor	-77.000 kg		
• Pris pr. kg	11,7 kr./kg		
• Omkostninger i alt	-0,9 mill. kr.		
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser	2,73 kr./kg		
• Miljøkonsekvenser i alt	-0,21 mill. kr.		
Kalium	-188.000 kg		
• Pris pr. kg	3,25 kr./kg		
• Omkostninger i alt	-0,61 mill. kr.		
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser	0,09 kr./kg		
• Miljøkonsekvenser i alt	-0,017 mill. kr.		
I alt sparede omkostninger og miljøkonsekvenser	22,7 mill. kr.		
Omkostninger i alt for scenariet	1606 mill. kr.		

b.18 Velfærdsøkonomiske omkostninger for Scenarie 5. Målsætning "Langt sigt", kompostering.

Kompostering lang sigt			
	Forbrænding	Bioforgasning	Kompostering
Mængde i tons	370.000	30.000	300.000
Velfærdsøkonomiske omkostninger kr./tons			
Indsamling og behandling			
• Omkostninger	2007	2846	2638
• Miljøkonsekvenser	132	202	93
I alt kr./ tons	2139	3048	2730
Samlede omkostninger	791 mill. Kr.	91 mill. kr.	819 mill. kr.
	1702 mill. kr.		
Samlet produktion			
• El	257 TJ		
• Varme	1153 TJ		
• N	854 tons		
• P	311 tons		
• K	761 tons		
Tilført elproduktion	121 TJ= 33,6 mill. kWh		
• Pris pr. kWh	0,30 kr./kWh		
• Omkostninger i alt	10,1 mill. kr.		
• Pris pr. kWh miljøkonsekvenser	0,71 kr./kWh		
• Miljøkonsekvenser i alt	23,9 mill. kr.		
Tilført varmeproduktion	608 TJ=169 mill. kWh		
• Pris pr. kWh	0,07 kr./kWh		
• Omkostninger i alt	11,4 mill. kr.		
• Pris pr. kWh miljøkonsekvenser	0,35 kr./kWh		
• Miljøkonsekvenser i alt	59,9 mill. kr.		
Sparet kunstgødningsproduktion Nitrogen	-724.000 kg		
• Pris pr. kg	7 kr./kg		
• Omkostninger i alt	-5,1 mill. kr.		
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser	1,78 kr./kg		
• Miljøkonsekvenser i alt	-1,3 mill. kr.		
Fosfor	-271.000 kg		
• Pris pr. kg	11,7 kr./kg		
• Omkostninger i alt	-3,2 mill. kr.		
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser	2,73 kr./kg		
• Miljøkonsekvenser i alt	-0,74 mill. kr.		
Kalium	-188.000 kg		
• Pris pr. kg	3,25 kr./kg		
• Omkostninger i alt	-2,2 mill. kr.		
• Pris pr. kg. Miljøkonsekvenser	0,09 kr./kg		
• Miljøkonsekvenser i alt	-0,06 mill. kr.		
I alt sparede omkostninger og miljøkonsekvenser	92,8 mill. kr.		
Omkostninger i alt for scenariet	1795 mill. kr.		

Miljøeffekter

C.1 Miljøeffekter for udel t indsamling

Miljøeffekter	Indsamling		Transport		Indsamling		Transport		I alt indsamling og transport	
	kg/tons affald	kg/tons affald	Pris per kg	Kr. pr. tons pr. år	Kr. pr. tons pr. år	Kr. pr. tons pr. år	Kr. pr. tons pr. år	Kr. pr. tons pr. år	Kr. pr. tons pr. år	
CO2(fossile)	2,26E+01	5,54E-01	0,243	5,49	0,134622				5,63	
CO2(bio)	0	0	0	0,00	0				0,00	
CH4	3,05E-04	7,49E-06	5,103	0,00	3,82E-05				0,00	
NMVOG	2,01E-02	4,87E-04	55,566	1,12	0,027061				1,14	
CO	8,85E-05	2,17E-06	0,01	0,00	2,17E-08				0,00	
Dioxine	0	0	1403061224	0,00	0				0,00	
Dioxine(aq)	0	0	593527200	0,00	0				0,00	
NH3	0	0	27,5	0,00	0				0,00	
NOx	5,31E-01	1,30E-02	25,725	13,66	0,334425				13,99	
NO3 (aq)	0	0	5,145	0,00	0				0,00	
N2O	1,25E-03	3,06E-05	75,33	0,09	0,002305				0,10	
SOx	5,43E-02	1,33E-03	142,4136	7,73	0,18941				7,92	
Pb	0	0	65711,94	0,00	0				0,00	
Cd	0	0	55113,24	0,00	0				0,00	
Hg	0	0	28616,49	0,00	0				0,00	
Cu	0	0	317,961	0,00	0				0,00	
Cr	0	0	592467,33	0,00	0				0,00	
Ni	0	0	9644,817	0,00	0				0,00	
Zn	0	0	0,635922	0,00	0				0,00	
Particles	3,97E-03	9,74E-05	429,6875	1,71	0,041852				1,75	
Pb (aq)	0	0	52993,5	0,00	0				0,00	
Cd (aq)	1,48E-08	3,64E-10	214093,74	0,00	7,79E-05				0,00	
Hg (aq)	0	0	3645952,8	0,00	0				0,00	
Cu (aq)	0	0	211,974	0,00	0				0,00	
Cr (aq)	0	0	18017,79	0,00	0				0,00	
Ni (aq)	0	0	12718,44	0,00	0				0,00	
Zn (aq)	1,24E-04	3,03E-06	10,5987	0,00	3,21E-05				0,00	
Pb (so)	0	0	0	0,00	0				0,00	
Cd (so)	0	0	0	0,00	0				0,00	
Hg (so)	0	0	0	0,00	0				0,00	
Cu (so)	0	0	0	0,00	0				0,00	
Cr (so)	0	0	0	0,00	0				0,00	
Ni (so)	0	0	0	0,00	0				0,00	
Zn (so)	0	0	0	0,00	0				0,00	
Indsamling i alt				30	0,7				31	

Kilde: Miljøstyrelsen (2003g). Kilden til priserne er beskrevet i afsnit 7.1.

C.2 Miljøeffekter for todelte indsamling til kompostering med optisk sortering

Miljøeffekter	Indsamling			Transport			I alt indsamling og transport		
	Kg./tons affald	kg/tons affald	Pris per kg	Kr. pr. tons pr. år	Kr. pr. tons pr. år	Kr. pr. tons pr. år	Kr. pr. tons pr. år		
CO2(fossile)	2,54E+01	2,06E-01	0,243	6,17	0,05	6,22			
CO2(bio)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00			
CH4	3,44E-04	2,79E-06	5,103	0,00	0,00	0,00			
NMVOG	2,27E-02	1,81E-04	55,566	1,26	0,01	1,27			
CO	9,96E-05	8,09E-07	0,01	0,00	0,00	0,00			
Dioxine	0,00E+00	0,00E+00	1403061224	0,00	0,00	0,00			
Dioxine(aq)	0,00E+00	0,00E+00	593527200	0,00	0,00	0,00			
NH3	0,00E+00	0,00E+00	27,5	0,00	0,00	0,00			
Nox	5,98E-01	4,86E-03	25,725	15,38	0,13	15,51			
NO3 (aq)	0,00E+00	0,00E+00	5,145	0,00	0,00	0,00			
N2O	1,40E-03	1,14E-05	75,33	0,11	0,00	0,11			
Sox	6,12E-02	4,96E-04	142,4136	8,72	0,07	8,79			
Pb	0,00E+00	0,00E+00	65711,94	0,00	0,00	0,00			
Cd	0,00E+00	0,00E+00	55113,24	0,00	0,00	0,00			
Hg	0,00E+00	0,00E+00	28616,49	0,00	0,00	0,00			
Cu	0,00E+00	0,00E+00	317,961	0,00	0,00	0,00			
Cr	0,00E+00	0,00E+00	592467,33	0,00	0,00	0,00			
Ni	0,00E+00	0,00E+00	9644,817	0,00	0,00	0,00			
Zn	0,00E+00	0,00E+00	0,635922	0,00	0,00	0,00			
Particles	4,47E-03	3,62E-05	429,6875	1,92	0,02	1,94			
Pb (aq)	0,00E+00	0,00E+00	52993,5	0,00	0,00	0,00			
Cd (aq)	1,67E-08	1,36E-10	214093,74	0,00	0,00	0,00			
Hg (aq)	0,00E+00	0,00E+00	3645952,8	0,00	0,00	0,00			
Cu (aq)	0,00E+00	0,00E+00	211,974	0,00	0,00	0,00			
Cr (aq)	0,00E+00	0,00E+00	18017,79	0,00	0,00	0,00			
Ni (aq)	0,00E+00	0,00E+00	12718,44	0,00	0,00	0,00			
Zn (aq)	1,39E-04	1,13E-06	10,5987	0,00	0,00	0,00			
Pb (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00			
Cd (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00			
Hg (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00			
Cu (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00			
Cr (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00			
Ni (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00			
Zn (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00			
Indsamling i alt				34	0,3	34			
Optisk sortering						18			
Indsamling og optisk sortering						52			

Kilde: Miljøstyrelsen (2003g). Kilden til priserne er beskrevet i afsnit 7.1.

C.3 Miljøeffekter for todel t indsamling til bioforgasning med optisk sortering

Miljøeffekter	Indsamling	transport	Indsamling		transport	I alt indsamling og transport
	kg/tons affald	kg/tons affald	Pris per kg	Kr. pr. tons pr. år	Kr. pr. tons pr. år	Kr. pr. tons pr. år
CO2(fossile)	2,59E+01	1,36E+00	0,243	6,29	0,33	6,62
CO2(bio)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00
CH4	3,50E-04	1,84E-05	5,103	0,00	0,00	0,00
NMVOG	2,31E-02	1,19E-03	55,566	1,28	0,07	1,35
CO	1,01E-04	5,32E-06	0,01	0,00	0,00	0,00
Dioxine	0,00E+00	0,00E+00	1403061224	0,00	0,00	0,00
Dioxine(aq)	0,00E+00	0,00E+00	593527200	0,00	0,00	0,00
NH3	0,00E+00	0,00E+00	27,5	0,00	0,00	0,00
NOx	6,09E-01	3,20E-02	25,725	15,67	0,82	16,49
NO3 (aq)	0,00E+00	0,00E+00	5,145	0,00	0,00	0,00
N2O	1,43E-03	7,50E-05	75,33	0,11	0,01	0,11
SOx	6,22E-02	3,27E-03	142,4136	8,86	0,47	9,32
Pb	0,00E+00	0,00E+00	65711,94	0,00	0,00	0,00
Cd	0,00E+00	0,00E+00	55113,24	0,00	0,00	0,00
Hg	0,00E+00	0,00E+00	28616,49	0,00	0,00	0,00
Cu	0,00E+00	0,00E+00	317,961	0,00	0,00	0,00
Cr	0,00E+00	0,00E+00	592467,33	0,00	0,00	0,00
Ni	0,00E+00	0,00E+00	9644,817	0,00	0,00	0,00
Zn	0,00E+00	0,00E+00	0,635922	0,00	0,00	0,00
Particles	4,55E-03	2,39E-04	429,6875	1,96	0,10	2,06
Pb (aq)	0,00E+00	0,00E+00	52993,5	0,00	0,00	0,00
Cd (aq)	1,70E-08	8,92E-10	214093,74	0,00	0,00	0,00
Hg (aq)	0,00E+00	0,00E+00	3645952,8	0,00	0,00	0,00
Cu (aq)	0,00E+00	0,00E+00	211,974	0,00	0,00	0,00
Cr (aq)	0,00E+00	0,00E+00	18017,79	0,00	0,00	0,00
Ni (aq)	0,00E+00	0,00E+00	12718,44	0,00	0,00	0,00
Zn (aq)	1,42E-04	7,44E-06	10,5987	0,00	0,00	0,00
Pb (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00
Cd (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00
Hg (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00
Cu (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00
Cr (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00
Ni (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00
Zn (so)	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0,00
Indsamling ialt				34	2	36
Optisk sortering						18
Indsamling og optisk sortering						54

Kilde: Miljøstyrelsen (2003g). Kilden til priserne er beskrevet i afsnit 7.1.

C.4 Miljøeffekter forbrænding

Miljøeffekter					behandling	up/downstream		
	behandling	Spredning	up/downstream	Pris per kg	Kr. pr. tons pr. år	Kr. pr. tons pr. år	I alt kr.pr. tons pr. år	
CO2(fossile)	0	0	3,40E+01	0,243	0	8,26	8,26	
CO2(bio)	4,77E+02	0,00E+00	0	0	0	0,00	0,00	
CH4	0	0	2,93E-02	5,103	0	0,15	0,15	
NMVOC	0	0	1,19E-02	55,566	0	0,66	0,66	
CO	1,50E-03	0,00E+00	2,26E-03	0,01	0,000015	0,00	0,00	
Dioxine	1,00E-10	0,00E+00	0	1403061224	0,140306122	0,00	0,14	
Dioxine(aq)	4,01E-11	0,00E+00	0	593527200	0,023800441	0,00	0,02	
NH3	1,38E-07	0,00E+00	0,00E+00	27,5	0,000003795	0,00	0,00	
Nox	7,49E-01	0,00E+00	3,68E-01	25,725	19,268025	9,47	28,73	
NO3 (aq)	1,67E-03	0,00E+00	0,00E+00	5,145	0,00859215	0,00	0,01	
N2O	1,56E-01	0,00E+00	3,69E-06	75,33	11,75148	0,00	11,75	
Sox	6,41E-02	0,00E+00	2,14E-01	142,4136	9,12871176	30,48	39,61	
Pb	1,92E-08	0,00E+00	2,02E-06	65711,94	0,001261669	0,13	0,13	
Cd	1,42E-09	0,00E+00	2,85E-07	55113,24	7,82608E-05	0,02	0,02	
Hg	2,78E-07	0,00E+00	1,26E-05	28616,49	0,007955384	0,36	0,37	
Cu	1,08E-07	0,00E+00	9,18E-07	317,961	3,43398E-05	0,00	0,00	
Cr	1,64E-06	0,00E+00	1,42E-05	592467,33	0,971646421	8,41	9,38	
Ni	2,93E-06	0,00E+00	1,40E-05	9644,817	0,028259314	0,14	0,16	
Zn	7,23E-07	0,00E+00	1,45E-06	0,635922	4,59772E-07	0,00	0,00	
Particles	2,49E-02	0,00E+00	6,27E-03	51,45	1,281105	0,32	1,60	
Pb (aq)	4,07E-08	0,00E+00	3,20E-06	52993,5	0,002156835	0,17	0,17	
Cd (aq)	3,55E-07	0,00E+00	4,40E-07	214093,74	0,076003278	0,09	0,17	
Hg (aq)	9,64E-09	0,00E+00	1,26E-14	3645952,8	0,035146985	0,00	0,04	
Cu (aq)	5,18E-05	0,00E+00	2,01E-06	211,974	0,010980253	0,00	0,01	
Cr (aq)	8,38E-07	0,00E+00	1,61E-13	18017,79	0,015098908	0,00	0,02	
Ni (aq)	1,69E-06	0,00E+00	2,48E-06	12718,44	0,021494164	0,03	0,05	
Zn (aq)	4,38E-06	0,00E+00	1,34E-05	10,5987	4,64223E-05	0,00	0,00	
Pb (so)	0	0	0	0	0	0,00	0,00	
C7d (so)	0	0	0	0	0	0,00	0,00	
Hg (so)	0	0	0	0	0	0,00	0,00	
Cu (so)	0	0	0	0	0	0,00	0,00	
Cr (so)	0	0	0	0	0	0,00	0,00	
Ni (so)	0	0	0	0	0	0,00	0,00	
Zn (so)	0	0	0	0	0	0,00	0,00	
					43	59	101	

Kilde: Miljøstyrelsen (2003g). Kilden til priserne er beskrevet i afsnit 7.1.

C.5 Miljøeffekter bioforgasning

Miljøeffekter	Bioforgasning				Bioforgasning				I alt bioforgasning og up/downstream
	Bioforgasning	Spredning	up/downstream		Bioforgasning	Spredning	up/downstream		
	kg/tons affald		kg/tons affald	Pris per kg	Kr. pr. tons pr. år		Kr. pr. tons pr. år		
CO2(fossile)	0	7,40E-01	4,69E+01	0,243	0,00	0,18	11,3967		11,58
CO2(bio)	3,54E+02	0,00E+00	0,00E+00	0	0,00	0,00	0		0,00
CH4	7,61E-01	1,00E-05	4,04E-02	5,103	3,88	0,00	0,206161		4,09
NMVOG	7,68E-01	6,50E-04	1,45E-02	55,566	42,67	0,04	0,805707		43,52
CO	4,43E-01	2,90E-06	3,01E-03	0,01	0,00	0,00	3,01E-05		0,00
Dioxine	3,51E-11	0,00E+00	0	1403061224	0,05	0,00	0		0,05
Dioxine(aq)	1,40E-11	0,00E+00	0	593527200	0,01	0,00	0		0,01
NH3	5,62E-08	1,65E-01	0	27,5	0,00	4,54	0		4,54
NOx	9,14E-01	1,74E-02	5,04E-01	25,725	23,51	0,45	12,9654		36,93
NO3 (aq)	6,80E-04	4,42E+00	0	5,145	0,00	22,74	0		22,74
N2O	1,19E-01	3,27E-02	1,70E-06	75,33	8,96	2,46	0,000128		11,43
SOx	8,28E-02	1,78E-03	2,93E-01	25,725	2,13	0,05	7,537425		9,71
Pb	7,38E-09	0,00E+00	2,59E-06	65711,94	0,00	0,00	0,170194		0,17
Cd	5,73E-10	0,00E+00	3,44E-07	55113,24	0,00	0,00	0,018959		0,02
Hg	1,13E-07	0,00E+00	1,75E-05	28616,49	0,00	0,00	0,500789		0,50
Cu	4,38E-08	0,00E+00	1,27E-06	317,961	0,00	0,00	0,000404		0,00
Cr	6,59E-07	0,00E+00	1,26E-06	592467,33	0,39	0,00	0,746509		1,14
Ni	1,16E-06	0,00E+00	1,70E-05	9644,817	0,01	0,00	0,163962		0,18
Zn	2,94E-07	0,00E+00	1,57E-06	0,635922	0,00	0,00	9,98E-07		0,00
Particles	8,70E-03	1,30E-04	8,61E-03	51,45	0,45	0,01	0,442985		0,90
Pb (aq)	1,57E-08	0,00E+00	3,86E-06	52993,5	0,00	0,00	0,204555		0,21
Cd (aq)	1,43E-07	0,00E+00	5,30E-07	214093,74	0,03	0,00	0,11347		0,14
Hg (aq)	3,93E-09	0,00E+00	1,74E-14	3645952,8	0,01	0,00	6,34E-08		0,01
Cu (aq)	2,10E-05	0,00E+00	2,43E-06	211,974	0,00	0,00	0,000515		0,00
Cr (aq)	3,36E-07	0,00E+00	2,23E-13	18017,79	0,01	0,00	4,02E-09		0,01
Ni (aq)	6,71E-07	0,00E+00	3,13E-06	12718,44	0,01	0,00	0,039809		0,05
Zn (aq)	1,78E-06	0,00E+00	1,55E-05	10,5987	0,00	0,00	0,000164		0,00
Pb (so)	0	1,78E-03	0	0	0,00	0,00	0		0,00
Cd (so)	0	2,31E-05	0	0	0,00	0,00	0		0,00
Hg (so)	0	4,97E-06	0	0	0,00	0,00	0		0,00
Cu (so)	0	6,04E-03	0	0	0,00	0,00	0		0,00
Cr (so)	0	1,78E-03	0	0	0,00	0,00	0		0,00
Ni (so)	0	1,24E-03	0	0	0,00	0,00	0		0,00
Zn (so)	0	1,42E-02	0	0	0,00	0,00	0		0,00
					82	30	35		148

Kilde: Miljøstyrelsen (2003g). Kilden til priserne er beskrevet i afsnit 7.1.

C.6 Miljøeffekter kompostering

Miljøeffekter	Kompostering			Spredning			up/downstream			I alt kompostering og up/downstream
	kg/tons affald	kg/tons affald	Pris per kg	Kr. pr. tons pr. år	kg/tons affald	Pris per kg	Kr. pr. tons pr. år	kg/tons affald	Pris per kg	
CO2(fossile)	0,00E+00	1,62E-01	6,30E+00	0,243	0,00	0,04	1,5309	1,57		
CO2(bio)	3,58E+02	0,00E+00	0	0	0,00	0,00	0	0,00		
CH4	5,02E-01	2,18E-06	5,08E-03	5,103	2,56	0,00	0,025923	2,59		
NMVOG	3,83E-04	1,42E-04	1,37E-02	55,566	0,02	0,01	0,761254	0,79		
CO	2,25E-04	6,34E-07	1,02E-03	0,01	0,00	0,00	1,02E-05	0,00		
Dioxine	1,50E-11	0	0	1403061224	0,02	0,00	0	0,02		
Dioxine(aq)	6,01E-12	0	0	593527200	0,00	0,00	0	0,00		
NH3	2,27E-02	5,93E-03	0	27,5	0,62	0,20	0	0,82		
NOx	1,12E-01	3,80E-03	8,99E-02	25,725	2,88	0,32	2,312678	5,52		
NO3 (aq)	2,50E-04	4,29E+00	0	5,145	0,00	22,07	0	22,07		
N2O	2,48E-02	3,17E-02	5,53E-07	75,33	1,87	2,39	4,17E-05	4,26		
SOx	9,61E-03	3,89E-04	4,32E-02	25,725	0,25	0,01	1,11132	1,37		
Pb	2,89E-09	0	1,56E-06	65711,94	0,00	0,00	0,102511	0,10		
Cd	2,13E-10	0	3,49E-07	55113,24	0,00	0,00	0,019235	0,02		
Hg	4,17E-08	0,00E+00	1,93E-06	28616,49	0,00	0,00	0,05523	0,06		
Cu	1,62E-08	0	1,38E-07	317,961	0,00	0,00	4,39E-05	0,00		
Cr	2,46E-07	0	4,44E-07	592467,33	0,15	0,00	0,263055	0,41		
Ni	4,39E-07	0	1,65E-05	9644,817	0,00	0,00	0,159139	0,16		
Zn	1,08E-07	0	1,70E-07	0,635922	0,00	0,00	1,08E-07	0,00		
Particles	3,73E-03	2,84E-05	1,28E-03	51,45	0,19	0,00	0,065856	0,26		
Pb (aq)	6,11E-09	0,00E+00	3,95E-06	52993,5	0,00	0,00	0,209324	0,21		
Cd (aq)	5,33E-08	0,00E+00	5,42E-07	214093,74	0,01	0,00	0,116039	0,13		
Hg (aq)	1,45E-09	0,00E+00	1,89E-15	3645952,8	0,00	0,00	6,89E-09	0,00		
Cu (aq)	7,76E-06	0,00E+00	2,44E-06	211,974	0,00	0,00	0,000517	0,00		
Cr (aq)	1,26E-07	0,00E+00	4,09E-08	18017,79	0,00	0,00	0,000737	0,00		
Ni (aq)	2,54E-07	0,00E+00	3,06E-06	12718,44	0,00	0,00	0,038918	0,04		
Zn (aq)	6,57E-07	0,00E+00	2,23E-02	10,5987	0,00	0,00	0,236351	0,24		
Pb (so)	0	2,55E-03	0	0	0,00	0,00	0	0,00		
Cd (so)	0	3,32E-05	0	0	0,00	0,00	0	0,00		
Hg (so)	0	7,14E-06	0	0	0,00	0,00	0	0,00		
Cu (so)	0	8,67E-03	0	0	0,00	0,00	0	0,00		
Cr (so)	0	2,55E-03	0	0	0,00	0,00	0	0,00		
Ni (so)	0	1,79E-03	0	0	0,00	0,00	0	0,00		
Zn (so)	0	2,04E-02	0	0	0,00	0,00	0	0,00		
					9	25	7	41		

Kilde: Miljøstyrelsen (2003g). Kilden til priserne er beskrevet i afsnit 7.1.