

Materialestrømsanalyse, carbon footprint og økonomisk vurdering af alternative veje til indsamling og behandling af fynsk husholdningsaffald



Titel:

Materialestrømsanalyse, carbon footprint og økonomisk vurdering af alternative veje til indsamling og behandling af fynsk husholdningsaffald

Forfattere:

Ciprian Cimpan
Marianne Rothmann
Henrik Wenzel

Udgiver:

SDU Livscykluscenter
Det Tekniske Fakultet
Syddansk Universitet
Campusvej 55
DK-5230 Odense M
www.sdu.dk

Dato:

2015-10-26

Rapport nr.: 2015-02

ISBN nr.: 978-87-93413-01-6

EAN: 9788793413016

Referer som:

Cimpan C, M Rothmann og H Wenzel (2015): Materialestrømsanalyse, carbon footprint og økonomisk vurdering af alternative veje til indsamling og behandling af fynsk husholdningsaffald. SDU Livscykluscenter, Syddansk Universitet, rapport 2015-02.

Taksigelser

Dette projekt blev igangsat på anmodning fra fynske affaldsselskaber, i.e.

Kerteminde Forsyning A/S

Odense Renovations A/S

Nyborg Forsyning og Service A/S

Langeland Forsyning A/S

FFV Energi & Miljø A/S

Assens Forsyning A/S

Vand og Affald, Svendborg Affald A/S

og er delvist finansieret af disse. Arbejdet er endvidere tæt knyttet til og delvist finansieret af TOPWASTE projektet (www.topwaste.dk) og Energiplan Fyn (www.energiplanfyn.dk) projektet. Vi vil gerne benytte lejligheden til at takke de finansierende parter for denne mulighed for at udføre dette omfattende studie.

Sammenfatning

Strukturen for og formålet med denne undersøgelse

Dette arbejde adresserer den nuværende samt potentielle (fremtidige) omlægninger af håndteringen af husholdningsaffald i Fyns-området; og det omhandler materialegenindvinding, drivhusgas-regnskab og økonomiske aspekter. Denne rapport er inddelt i tre dele, som består af:

- Del 1 indeholder en omfattende kortlægning og karakteristik af det eksisterende (2013) affaldshåndterings-system i Fyns-området, inkl. indsamlingsordninger, affaldsstrømme og behandlingsanlæg;
- Del 2 dokumenterer de anvendte metoder samt resultater for (1) modellering/simulering af massestrømme i det eksisterende og alternative affaldshåndteringssystemer, og (2) carbon footprint vurdering af de simulerede systemer;
- Del 3 dokumenterer anvendte metoder samt resultater af en budgetøkonomisk analyse af systemerne.

Det primære formål har været at vurdere den nuværende praksis samt at undersøge potentielle strategier, som vil kunne føre til (1) øget separat indsamling samt øgede genindvindingsrater, og (2) potentielle reduktioner af drivhusgasudledningerne, samtidig med at de potentielle omkostninger ved de nye initiativer vurderes. Et særligt fokus har i dette arbejde været at gå ud over de nutidige rammebetingelser for baggrundssystemerne og inkludere en vurdering af betydningen af de ændringer i baggrundssystemerne, som de samlede danske strategier og politikker på energiområdet og klimaområdet indebærer. Dette har indebåret, at affalds-håndteringen er blevet modelleret i fire forskellige baggrunds-tidsperspektiver: (1) det nutidige eller 2012-2020, (2) det nær fremtidige eller 2020-2035, (3) det fremtidige eller 2035-2050 og (4) det langsigtede efter 2050. Fremtidens energimarginaler og priser er forbundet med stor usikkerhed, men de valgte scenarier afspejler den mest sandsynlige retning i samfundsudviklingen, da de repræsenterer energipolitisk konsensus fastlagt af både den nuværende og de to foregående danske regeringer.

De modellerede affaldshåndteringssystemer består af 6 primære systemer, hver med 4 variationer, hvilket samlet giver 24 systemdesigns. Disse benævnes forgrundssystemer. De 6 primære systemer repræsenterer det nuværende system (2013) i Fyns-området samt 5 alternative systemer, hvilke afspejler mulige ændringer i separat indsamling/kildesortering såsom introduktionen af husstandsindsamling af bioaffald og blandede genanvendelige materialer (via 2-strøms kildeopdeling, DuoFlex). De 4 varianter af hvert system omhandler håndteringen af det tilbageværende restaffald, som omfatter direkte affaldsforbrænding eller central sortering (herunder tre varianter).

Tabel 01: Matrix over systemer modelleret i undersøgelsen; SF=enfamilieboliger, MF = etageboliger

System arketyper	Separat indsamling	Behandling af restaffaldet			
		WtE: <i>Forbrænding (energiudnyttelse)</i>	CS-ADwet: <i>Central sortering +våd bioforgasning</i>	CS-ADdry: <i>Central sortering +tør bioforgasning</i>	CS-Biodry: <i>Central sortering + biologisk tørring</i>
System 0	Eksisterende ordninger	0-WtE	0-CS-ADwet	0-CS-ADdry	0-CS-Biodry
System 1	Eksisterende ordninger + bioaffald SF	1-WtE	1-CS-ADwet	1-CS-ADdry	1-CS-Biodry
System 2	Eksisterende ordninger + bioaffald SF og MF	2-WtE	2-CS-ADwet	2-CS-ADdry	2-CS-Biodry
System 3	2-strøms kildeopdeling	3-WtE	3-CS-ADwet	3-CS-ADdry	3-CS-Biodry
System 4	2-strøms kildeopdeling + bioaffald SF	4-WtE	4-CS-ADwet	4-CS-ADdry	4-CS-Biodry
System 5	2-strøms kildeopdeling + bioaffald SF og MF	5-WtE	5-CS-ADwet	5-CS-ADdry	5-CS-Biodry

Carbon footprint vurderingen var baseret på den, i livscyklussammenhænge, såkaldte konsekvens-tankegang¹. Dette omfatter modellering af systemet udvidelse i de tilfælde, hvor valget af affaldshåndtering påvirker tilstødende systemer. Når tilgangen til affaldshåndtering ændres, omdirigeres dele af affaldsstrømmene mod nye anvendelser/håndteringer, og dette fører til påvirkninger på systemer inden for både energi- og landbrugssektoren samt dele af affaldssektoren selv. Når for eksempel bioaffald indsamles og behandles separat, kan det påvirke de omliggende systemer på flere måder. Som en mulighed antages, at det håndteres via fælles-bioforgasning med gylle. Påvirkningen på landbrugssystemet kan i denne henseende være en af to mulige: enten (1) skabes der incitament for at anvende mere gylle til bioforgasning fremfor direkte anvendelse på landbrugsjord (konventionel gyllehåndtering), eller (2) bioaffaldet erstatter et andet kulstofrigt substrat til biogasproduktion såsom energiafgrøder. Fællesforgasning er derfor krediteret med besparelser fra enten fortrængt konventionel håndtering af gylle eller med fortrængt produktion af energiafgrøder. Et andet eksempel er, når affaldet flyttes fra affaldsforbrænding mod materialelegenanvendelse og/eller biologisk behandling, hvorved forbrændingskapacitet frigives, og der skabes incitament for at udnytte kapaciteten til forbrænding af importeret affald. Import af forbrændingseget affald, som allerede er udbredt i Danmark, indebærer, at håndteringen af dette affald i det eksporterende land (typisk deponi) undgås.

I udviklingen af det danske energisystem fra nu til efter 2050 spiller biomasse en væsentlig rolle både i produktionen af el, varme og brændstof til transportsektoren. Den marginale biomasse er her modelleret som importeret. Den globale biomasse marginal er dog ikke nødvendigvis en konstant, men kan derimod meget vel være dynamisk/udvikle sig over tid og ikke mindst i takt med at den globale efterspørgsel på biomasse stiger.

I carbon footprint vurderingen er derfor to forskellige perspektiver blevet modelleret: (1) en progressiv biomasse marginal, som afspejler stigende efterspørgsel efter biomasse over tid og (2) en "beskidt" biomasse marginal, som afspejler brug af biomasse med et stort carbon footprint i alle fire tidsperspektiver.

¹ Baseret på rationale for konsekvens LCA inkluderes kun processer, som reagerer på/bliver påvirket af ændringer i affaldshåndteringssystemet, dvs. processer der reagerer både i forgrunds- og baggrundssystemer i forhold til materiale- og energiproduktion. Dette indebærer modellering af såkaldte marginale leverandører / marginale data.

De 24 forskellige forgrundssystemer, der vurderes i kombination med en lang række af forskellige baggrundssystemer, fører til i alt 896 forskellige sæt af carbon footprint resultater. Dette omfang og denne alsidighed er begrundet med, at karakteren af baggrundssystemet er meget afgørende for carbon footprint resultatet og sammenligningen mellem de alternative forgrundssystemer. Ved at inkludere så mange varianter af baggrundssystemet fremstår undersøgelsen meget robust over for eventuelle spørgsmål og "aber dabel'er". Resultaterne fremstår på den måde i et "mønster", der karakteriserer forskellene mellem de sammenlignede alternativer under de mest sandsynlige varierende fremtidige rammebetingelser, og det understøtter forståelsen af konklusionernes robusthed og afhængigheden af den fremtidige udvikling i baggrundssystemerne.

Den økonomiske analyse undersøger desuden forskelle i anvendelsen af biometan og Refuse Derived Fuel (RDF). For brugen af biometan blev der modelleret enten (1) forbrænding af biometan og salg af el og varme, eller (2) direkte salg af biometan til gasnettet, og for RDF'en blev der modelleret enten (3) udnyttelse af RDF til kraftvarmeproduktion eller (4) RDF anvendt udelukkende via varmekedler til produktion af fjernvarme.

Affaldshåndtering i Fyns-området

Det geografiske omfang af denne undersøgelse inkluderer alle de 10 kommuner i Fyns-området, med samlet 486.000 indbyggere. De 226.000 husstande i området er, baseret på boligtype, blevet inddelt i enfamilieboliger (73 %) og etageboliger (27 %).

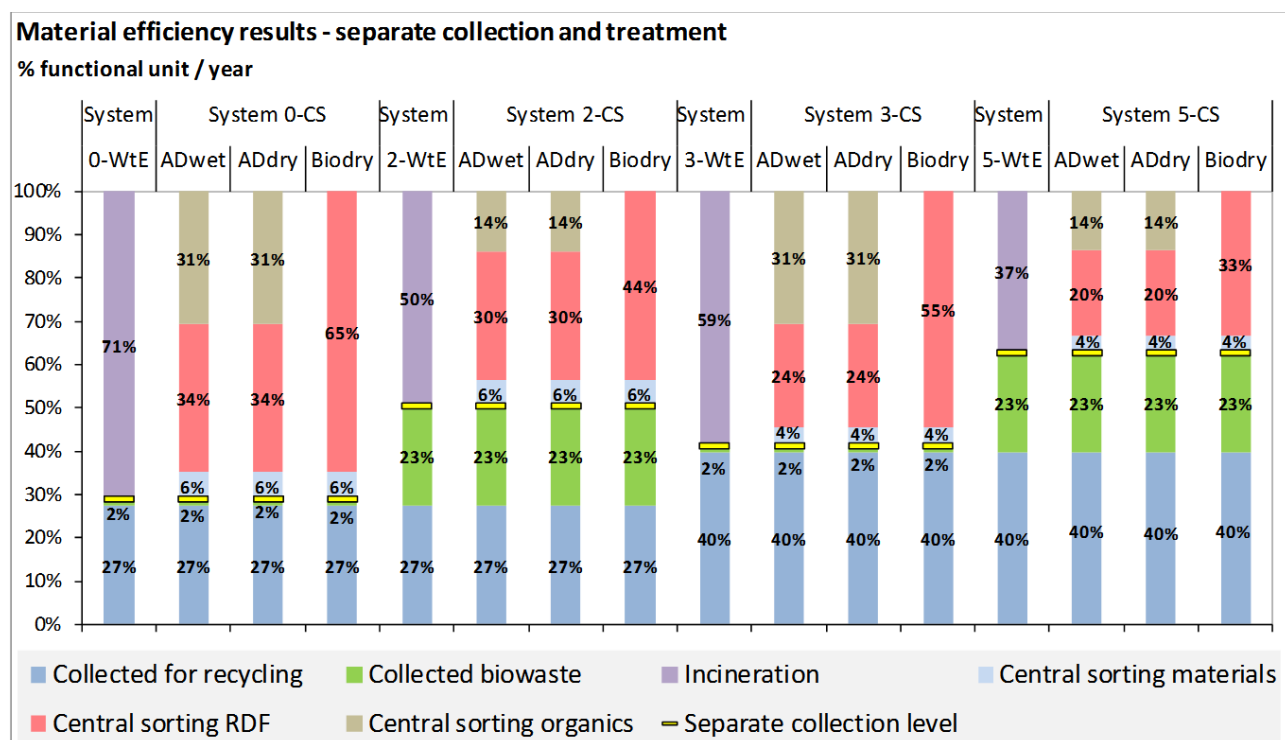
Hvad angår indsamlingsordninger i det eksisterende system i Fyns-området, er der en betydelig forskel i de forskellige kommuners tilgang til affaldshåndtering. Små mængder bioaffald indsamles i to kommuner (Kerteminde og Nyborg) og dette komposteres lokalt. Mest almindeligt er husstandsindsamling af papir, indsamling af papir og glas via kubesystemer og derudover er genbrugspladserne åbne for modtagelse af alle de genanvendelige materialer der er i fokus i denne undersøgelse. Fælles for alle kommunerne er at det indsamlede restaffald sendes til forbrænding; det meste forbrændes i Odense og en andel forbrændes i Svendborg, mens en mindre del sendes til forbrændingsanlæg i Kolding, Jylland. Hovedparten af materiale sortering og kvalitetskontrol foregår lokalt, dog finder ingen egentlig materialeopbejldning sted inden for Fyns-områdets grænser.

I alt 277.000 tons kommunalt affald (fra husholdninger) indsamles i kommunerne om året (jf. 2013 data). Dette inkluderer haveaffald, træaffald, småt og stort brændbart, plast, metal, glas, pap, papir, madaffald og restaffald (ikke inkluderet er farligt affald og enkelte storskrald fraktioner). Af denne samlede mængde blev det vurderet, at nogle affaldsstrømme ikke var relevante for denne undersøgelse, primært fordi generationen samt håndteringen af disse ikke ville blive påvirket i takt med ændringer af de husstandsnære indsamlingsordninger. Den funktionelle enhed² anvendt i denne undersøgelse blev dermed, efter udelukkelse af strømme såsom haveaffald, træ samt småt og stort brændbart, defineret som 157.007 tons såkaldt dagligt genereret husholdningsaffald. Baseret på den definerede funktionelle enhed, genereres 694 kg dagligt husholdningsaffald per husstand i Fyns-området per år (2013). Dette er fordelt på 189 kg genanvendelige materialer (papir, pap, glas, metaller og plast) og 11 kg separat indsamlet bioaffald, mens de resterende 494 kg indsamles som restaffald.

² Den funktionelle enhed er håndtering af 157.007 ton affald; dermed er alle materiale- og energistrømme, såvel som byrder og besparelser, relateret til denne mængde affald.

Resultater af massestrømsmodelleringen

De 5 simulerede alternative systemer viste en potentiel øget kildeindsamling i området fra 29 % til 50 % med introduktion af indsamling af bioaffald (dækkende alle husstande i området), til 41 % med husstandsindsamling af genanvendelige materialer via et DuoFlex-lignende system, og til 63 % med en kombination af DuoFlex og indsamling af bioaffald.



Figur 01: Opsummering af resultater relateret til materiale effektiviteter

Genindvinding af metaller fra slaggesortering vise sig desuden at bidrage med yderligere 1-2 % til den samlede materialegenindvinding i Fyns-området, mens central sortering af restaffaldet kunne bidrage med mellem 3 % og 5 % i forbindelse med udsortering af metaller og plast (afhængig af kilde sorteringen i systemet).

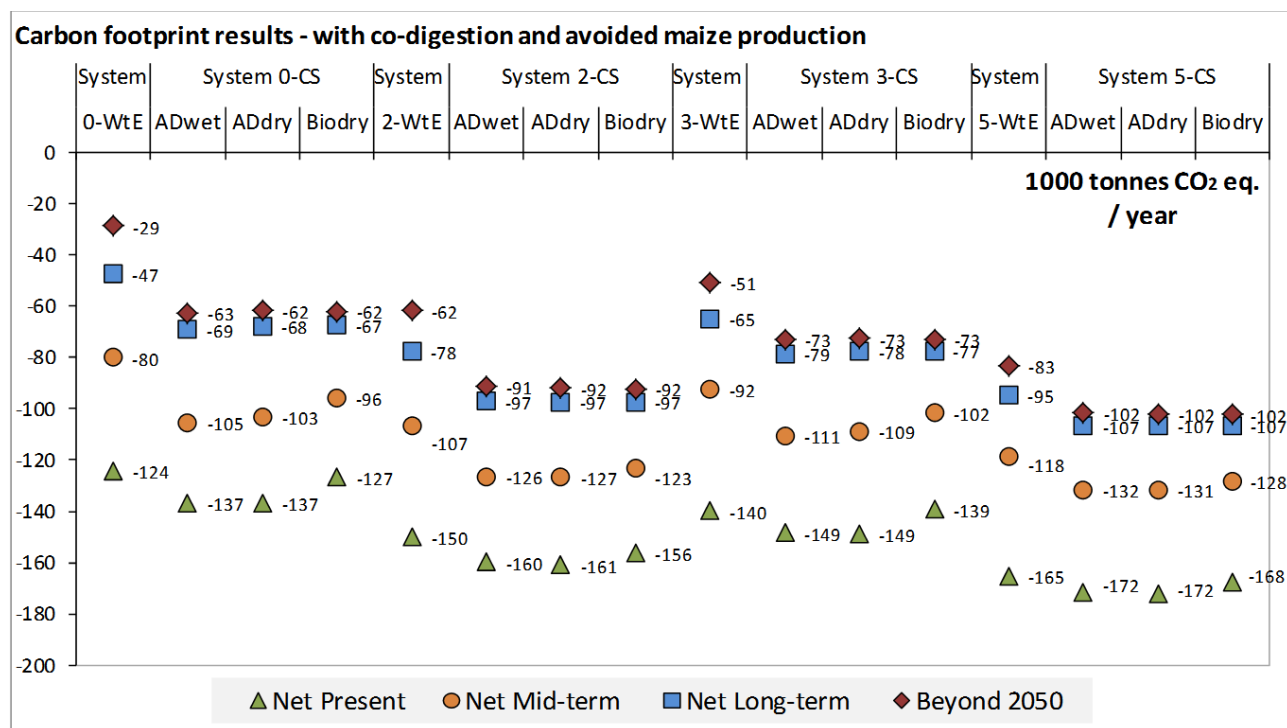
CO₂-regnskabet

De overordnede resultater viste, at der er et betydeligt potentiale for at begrænse klimapåvirkningerne (relateret til besparelser i drivhusgasemissioner) forbundet med ændringer i affaldshåndteringen i området. Ydermere, viste udviklingen i baggrundssystemet sig at være væsentlig, og at fremtidige affaldshåndteringsstrategier derfor bør bygge på overvejelser om udviklingen frem mod 2050 i forhold til det danske energisystem (baggrundssystem).

Det har vist sig at resultere i reduktion af klimapåvirkningen at ændre håndtering af restaffaldet fra direkte forbrænding til central sortering (både med den nuværende ordning samt det alternative DuoFlex-system) i alle fire tidsperspektiver. Reduktionen skyldes det trefoldige output af den centrale sortering: (1) drivhusgasbesparelser forbundet med materialegenindvinding og -oparbejdning, (2) drivhusgasbesparelser forbundet med fleksibel produktion af elektricitet og varme, og (3) drivhusgasbesparelser forbundet med afbrænding af importeret affald i forbindelse med frigjort kapacitet på affaldsforbrændingsanlæg.

Kildesortering af bioaffald viste sig at bidrage væsentligt til drivhusgasbesparelser sammenlignet med direkte forbrænding af den organiske fraktion, særlig når denne udnyttes i gyllebaserede fællesanlæg. Med hensyn til de to konsekvens-perspektiver, dvs.. fortrængt konventionel håndtering af gylle og fortrængt produktion af energiafgrøder, udviste den sidstnævnte de største potentielle drivhusgasbesparelser, hvilket skyldes at direkte og indirekte ændringer i arealanvendelse forbundet med produktion af energiafgrøder undgås.

Kombinationen af separat indsamling af bioaffald samt central sortering af det tilbageværende restaffald viste sig at bidrage til de største drivhusgasbesparelser i de fremtidige tidsperspektiver.



Figur 02: Opsummering af resultater relateret til carbon footprint

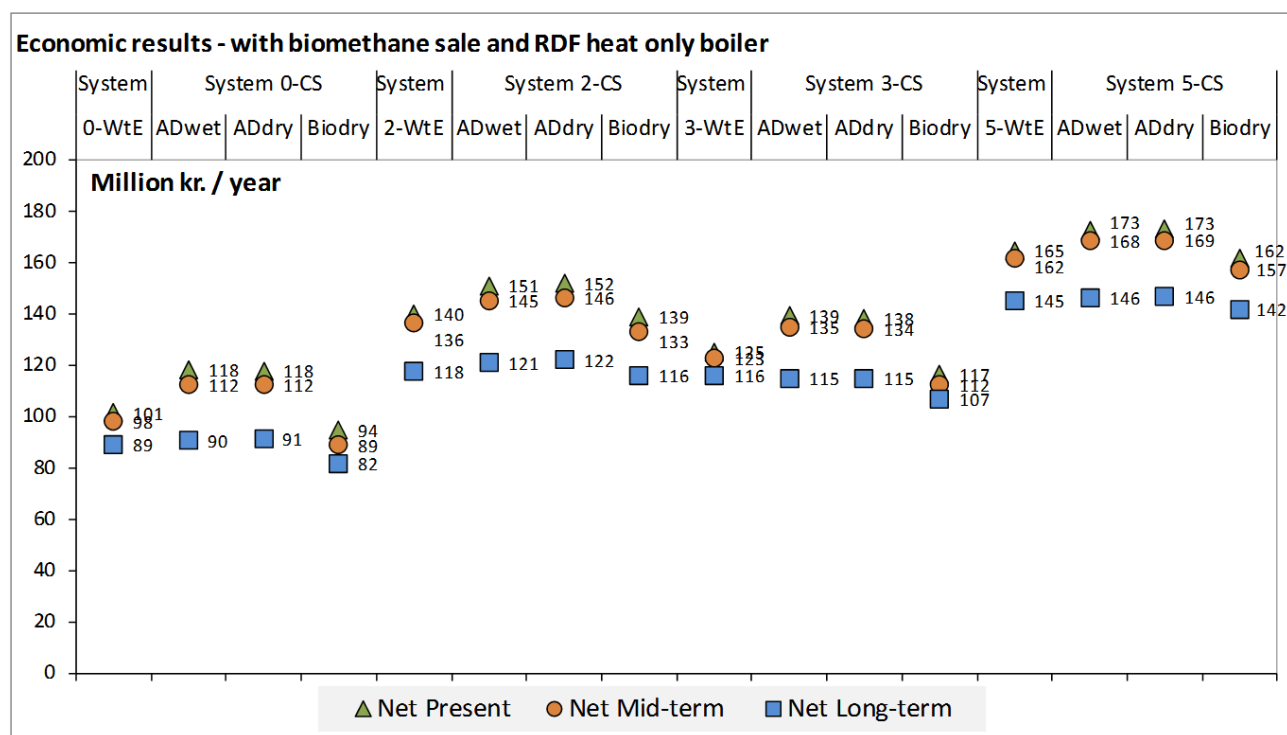
Budgetøkonomisk analyse

Analysen viste, at en overvældende stor del af de samlede systemomkostninger er forbundet med affaldsindsamling; dækkende mere end 50 % af udgifterne i alle systemerne. Implementeringen af indsamling af bioaffald og DuoFlex-lignende systemer ved alle husstande i Fyns-området vurderes at føre til næsten en fordobling af indsamlingsomkostningerne under de givne antagelser, dog kan og bør der foretages en mere detaljeret undersøgelse af de muligheder, der foreligger for at optimere omkostningerne på dette område.

Generelt var der større omkostninger forbundet med de to systemvarianter med central sortering, hvori den separerede biomasse anvendes til biogas enten tørt eller vådt, sammenlignet med varianten med direkte forbrænding, i alle fire tidsperspektiver på nær et. Dette var det fremtidige perspektiv (2035-2050), hvor biometan antages at blive solgt direkte til markedet, hvorved det erstatter biomassebaseret syntese gas (SNG). Med andre ord; når/hvis den fortrængte methan-marginal på et tidspunkt bliver en SNG fra biomasse-baseret syntese gas, vil økonomien i anvendelsen af bioaffaldet til biogas blive signifikant forbedret og bedre end de øvrige alternativer. Den tredje systemvariant med central sortering og biologisk tørring

opnåede resultaterne der minder om direkte forbrænding, og ved udnyttelse af RDF i varmekedler, viste der sig en potentiel reduktion i omkostningerne sammenlignet med direkte forbrænding.

Fremtidige prisforskelle mellem kontinuerlig (basis) og fleksibel (regulerbar) produktion af elektricitet og varme (ved opmagasinering af RDF til brug i vinterhalvåret), har potentiale til at forbedre netto systemomkostningerne betydeligt særligt for systemvarianter med central sortering, da de understøtter maksimal system fleksibilitet.



Figur 03: Opsummering af resultater relateret til nettosystemomkostninger i scenariet hvori biometan sælges til gasnettet og RDF anvendes i varmekedler

Indholdsfortegnelse

INDLEDNING	13
RAMMEBETINGELSER	13
TILGANGE TIL AFFALDSHÅNTERING	14
FORMÅL	15
1 DEL 1: MASSESTRØMSANALYSE AF DE EKSISTERENDE AFFALDSHÅNTERINGSSYSTEMER PÅ FYN	17
1.1 METODE - DATAINDSAMLING	17
1.2 KARAKTERISERING AF FYNs-OMRÅDET	17
1.2.1 AFFALDSOPLANDETS DEMOGRAFI	18
1.2.2 ORDNINGER FOR INDSAMLING AF AFFALD I OPLANDET	21
1.2.3 MASSESTRØMS ANALYSE: GENERERING AF AFFALD OG MATERIALE GENINDVINDING I AFFALDSOPLANDET (FYN)	27
2 DEL 2: SYSTEM MODELLERING OG CARBON FOOTPRINT VURDERING	36
2.1 METODE	36
2.1.1 SIMULERING AF AFFALDSHÅNTERINGSSYSTEMER	36
2.1.2 CARBON FOOTPRINT VURDERING	36
2.1.3 SYSTEMGRÆNSER	37
2.1.4 FORGRUNDSSYSTEMER OG SYSTEMVARIATIONER	37
2.1.5 BAGGRUNDSSYSTEMER	40
2.1.6 LIVSCYKLUSOPGØRELSE (LCI)	46
2.2 RESULTATER OG DISKUSSION	55
2.2.1 RESULTATER AF MASSESTRØMS MODELLERING	55
2.2.2 CO ₂ -REGNSKABET	66
2.3 KONKLUSIONER TIL DEL 2	78
2.3.1 MATERIALER OG ENERGIGENINDVINDING	78
2.3.2 CO ₂ -AFTRYK AF ALTERNATIVE SYSTEMER	78
3 DEL 3: ØKONOMISK VURDERING	80
3.1 METODER	80
3.1.1 BUDGETØKONOMISK ANALYSE	80
3.1.2 UDVALGTE SYSTEMER OG UDGIFTSALTERNATIVER	81
3.1.3 OPGØRELSE	82
3.2 RESULTATER OG DISKUSSION	89
3.2.1 OVERORDNEDE RESULTATER	89
3.2.2 VÆRDIEN AF BIOAFFALD OG RDF	93
3.3 KONKLUSIONER TIL DEL 3	95
KILDEFORTEGNELSE	96

Tre bilag er til rådighed med supplerende resultater vdr. (1) PFDs, (2) CO₂-regnskab og (3) økonomi.

Gloseliste

NB! En række af figurerne er produceret udelukkende med engelske signaturforklaringer. Værdier præsenteret i disse figurer er ligeledes noteret med den engelske tusindtals-separator",," i stedet for"." (ej at forveksle med decimalkomma).

Agricultural field	Landbrugsjord
Air classifier	Vindsigter
Avoided	Fortrængt/substitueret
Ballistic separator	Ballistisk separator
Biodrying	Bilogisk tørring
Biogas upgrading	opgradering af biogas til biometan
Biowaste	Bioaffald
Bottom ash	Slagge
Cardboard	Pap
Cascading effect	Kaskadeeffekt
CHP (combined heat and power)	Kraftvarme
CO ₂ -eq.	CO ₂ -ækvivalenter
Co-digestion (co-di)	Fælles bioforgasning
Collection system	Indsamlingssystem
Combustion residues	Restprodukter fra affaldsforbrænding (slagge)
Compost management	Håndtering af komposterbart materiale (kompostering)
Consumption	Forbrug
Cont. /Continuous	Kontinuerlig
CS / Central sorting	Central sortering
Cultivation	kultivering af jord
Digestate	Rådnerest
Digestate management	Håndtering af rådnerest
Digestion	bioforgasning
DLUC, Direct land use changes	Direkte ændringer i arealudnyttelse
Domestic household waste	Husholdningsaffald
Dual-stream collection	Indsamling af 2-strøms kildeopdelte genanvendelige materialer
Eddy current separation	Hvirvelstrømsseparation
Electricity	Elektricitet
Fe-metals	Jernholdige metaller (magnetiske)
Fertilizer (mineral)	Gødning (mineralsk)
Flat bed sieve	Rammesigte
Flexible biomethane utilization	Fleksibel udnyttelse af biometan
Foil plastics	Plast folier
Fuel extraction	Ekstraktion af brændstof
Funen	Fyn
Heat	Varme
Heavy NF (metals)	Andre ikke jernholdige metaller end aluminium
ILUC, indirect land use changes	indirekte ændringer i arealudnyttelse

Import (related to combustible waste)	Import af forbrændingseget affald
Incineration	Forbrænding
Kerbside	Husstandsindsamlet
Land conversion	omlæggelse af arealudnyttelse
Landfill	Deponi/losseplads
Long-term (time perspective)	Fremtidig (tidsperspektiv)
Magnetic separation	Magnetisk separation
Maize	majs
Manure (animal)	Gylle/husdyrgødning
Midt-term (time perspective)	Nær-fremtidig (tidsperspektiv)
Mono-digestion (mono)	mono-bioforgasning
Net	Netto (om værdier)
NF-metals (non-ferrous)	Ikke-jernholdige metaller
Pre-treatment	Forbehandling
Present (time perspective)	Nutidig (tidsperspektiv)
Primary	Her i forbindelse med produktion af jomfruelige materialer
RDF / refused derived fuel	Lagerbart brændbart materiale efter sortering
Reference manure management	konventionel håndtering af gylle
Reprocessing	Oparbejdning (om materialer)
Residual waste	Restaffald
Residue	Restprodukt
SC / separate collection	Separat indsamling / kildesortering
Secondary	Her i forbindelse med oparbejdning af materialer
Silage	Ensilage
Sorting	Sortering
Storage	Opmagasinerings / lager
Trommel sieve	Trommel si
Utilization	Anvendelse/udnyttelse af
Waste	Affald
Waste generated	Genereret affald
WtE (Waste to Energi)	Energiudnyttelse af affald (affaldsforbrænding)
WtE residue processing	Håndtering af restprodukter fra affaldsforbrænding

Indledning

Baggrunden til denne undersøgelse bunder hovedsageligt i skiftende rammebetingelser som påvirker affaldshåndteringen i Danmark, samt erfaringer med forskellige tilgange til affaldshåndtering. Et udsnit af disse vil blive introduceret i dette afsnit som motivation for undersøgelsen.

Rammebetingelser

"Genanvendelsen af som minimum papir, metal, plast og glas fra husholdninger skal senest i 2020 øges til samlet mindst 50 vægtprocent (European Commission, 2008)".

Sådan er målet defineret i den Europæiske Unions Affaldsdirektiv 2008/98/EC Artikel 11 om genbrug og genanvendelse. Dette mål bør opnås i alle medlemsstater med henblik på at opnå et europæisk genanvendelsessamfund med høj ressourceeffektivitet. Medlemsstaterne (så som Danmark) bør dermed implementere separat indsamling af som minimum papir, metal, plast og glas. Artikel 22 i Affaldsdirektivet henviser til indsamling af bioaffald og opfordrer medlemsstaterne til at implementere separat indsamling af bioaffald med henblik på kompostering og bioforgasning (European Commission, 2008).

Den danske regering har i den forbindelse implementeret disse målsætninger i en national ressource strategi (Danmark uden affald), hvori målene er specificerede; 50 % af husholdningsaffaldet (inklusive materiale fraktionerne bioaffald, papir, pap, glas, træ, plast og metal affald) bør genanvendes fremfor forbrændes i 2022. Ud fra denne målsætning er det op til de danske kommuner lokalt at implementere passende indsamlingsordninger for at nå det fælles mål.

Andre rammebetingelser som interagerer med affaldshåndteringssystemet er de danske ambitioner om at opnå en 100 % fossilfri energisektor i 2050. Denne overgang fra fossil til vedvarende energi medfører specifikke udfordringer i forhold til at udnytte fluktuerende energikilder såsom vind og sol. Det fremtidige energisystem vil være afhængigt af kapacitet til at lagre overskudsenergi og muligheden for at producere elektricitet fra fleksible kilder såsom biomasse. Affaldsforbrænding bidrager i Danmark væsentligt til den nuværende energiproduktion (dvs. 5 % af elektriciteten samt 20 % af varmen), hvormed affalds-energi kunne spille en væsentlig rolle i det fremtidige energisystem. Det er dog nødvendigt at forbrænde affaldet mere eller mindre kontinuerligt, hvilket betyder at affalds-energien i et fremtidigt energisystem vil konkurrere med vindenergi. Optimalt bør energien i affaldet lagres, hvorved det kan integreres fleksibelt i energisystemet og bruges til at erstatte andre energikilder såsom biomasse til produktion af elektricitet eller brændstof til transport.

Sidst men ikke mindst kan nævnes de danske biogasanlæg. Produktionen er oftest baseret på husdyrgødning (gylle), og mange anlæg ønsker at supplere denne med andet biologisk materiale for at opnå en højere tørstofværdi og dermed et højere udbytte af biogas, hvormed anlæggene bliver mere økonomisk rentable at drive (Birkemose et al., 2013). Gennem energiaftalen fra 2012 var det målet at øge biogasproduktionen gennem øgede tilskud, hvorved hensigten var at øge brugen af husdyrgødning til biogasproduktion til 50 % i 2020 (Energistyrelsen, 2014). Separat indsamlet bioaffald kan i denne sammenhæng blive brugt som et alternativt substrat i gyllebaserede biogasanlæg. Brugen af energiafgrøder efterlader et signifikant miljømæssigt aftryk, hvorved en potentiel erstatning af denne gennem anvendelsen af bioaffald på den måde vil begrænse den miljømæssige byrde.

Udfordringer ved indførelsen i Danmark

Baseret på ressource strategien, er det nødvendigt at Danmark mere end fordobler genanvendelsesraten af husholdningsaffald fra 22 % i 2011 til 50 % i 2022 (The Danish Government, 2013), hvilket er blevet mødt med nogen kritik. For det første føler kommunerne sig overladt med ansvaret uden megen vejledning til hvordan opgaven skal løses. Det gælder spørgsmål om hvordan, og med henblik på kvantitet og kvalitetskrav til de sorterede materiale fraktioner (Ingeniøren, 2013b). For det andet har målene i ressource strategien store konsekvenser for affaldsforbrændingssektoren, siden forsyningen af husholdningsaffald til forbrændingsanlæggene vil blive reduceret med næsten 25 %. Også de økonomiske vismænd har kritiseret det økonomiske grundlag for overgangen fra forbrænding til genanvendelse (Det Økonomiske Råd, 2014). Øget genanvendelse af materialer såsom papir og særligt plast vil uundgåeligt betyde at mindre energi total set vil blive indvundet fra det tiloversblivende affald. Udnyttelse af den organiske fraktion til biogasproduktion vil desuden medføre en væsentlig reduktion i mængden af affald, der tilføres forbrændingsanlæggene. Den eksisterende infrastruktur i forbindelse med affaldsforbrænding kan dog stadig spille en vigtig rolle. Frigivet forbrændingskapacitet kan blive udnyttet til at afbrænde importeret affald fra andre europæiske lande, hvilket kan medføre betydelige miljømæssige fordele, hvis affaldet ellers ville blive deponeret.

Faldende affaldstilgængelighed (finanskrisen) har allerede resulteret i overkapacitet i mange danske forbrændingsanlæg. I 2013 blev det offentligt gjort, at 10 ud af 27 forbrændingsanlæg i Danmark importerer affald fra lande, der mangler kapacitet (Ingeniøren, 2013a). Benchmarking af affaldssektoren understreger også dette problem i forhold til, at dansk overkapacitet bliver fyldt med importeret affald eller biomasse (Dansk Affaldsforening et al., 2013). Fællesopfattelsen er, at affaldsforbrænding i Danmark er særdeles effektiv, da energien i affaldet udnyttes til både el- og varmeproduktion, og det er derfor svært at acceptere, at vi som nation skal udfase affaldsforbrænding, så længe affald deponeres andre steder i EU. Mange af anlæggene er godt vedligeholdte og har dermed stadig en lang levetid. Affaldsforbrænding er en forretning som så meget andet, og spørgsmålet er, hvorvidt det er dansk eller udenlandsk affald eller sågar biobrændsel, der fylder ovnene.

Tilgange til affaldshåndtering

I Danmark har kubesystemer (miljøstationer/igloer) og genbrugspladser været velimplementerede og brugt til at komme af med en række forskellige materiale fraktioner i mange år. Husstandsindsamling af genanvendelige materialer har eksisteret i nogle kommuner siden 1980'erne, men særligt i det sidste årti har flere kommuner valgt denne tilgang til affaldsindsamling.

Selvom EU's affaldslovgivning i forhold til kommunalt affald og emballage affald tydeligt taler for kildesortering som den primære vej til materialegenindvinding, tillader den stadig alternative ordninger hvori genanvendelige materialer sorteres fra restaffaldet. Separat indsamling er vidt udbredt i Europa, dog mest succesfuldt i ikke-bymæssige områder. Deltagelsen og borgernes engagement i byområderne er imidlertid ofte lavere, hvilket resulterer i lav sorteringseffektivitet og større forurening af de udsorterede affaldsstrømme (DAKOFA, 2014, Dahlén og Lagerkvist, 2010). Derudover medfører kildesortering ofte øgede udgifter til indsamling.

Genindvinding af genanvendelige materialer fra restaffaldet gennem centrale sorteringsanlæg bidrager i dag væsentligt til genanvendelsesraten af kommunalt affald og emballage affald i lande såsom Spanien,

Fankrig og Grækenland. I Østrig bruges central sortering som et supplement til separat indsamling (af plast) i fire af de større byer, hvor deltagelsen i kildesortering er lav. Omtrent 10 % af kommunerne i Holland har valgt central sortering som den primære vej til at genindvinde plastemballage fra det kommunale restaffald. Pilot- og fuldskala studier i Holland og Tyskland har undersøgt kvaliteten af hhv. kildesorteret og centralt sorteret metal, plast og drikkevarekartoner (Tetra Pak). Det viste sig, at der ikke være væsentlig forskel i kvaliteten, om det var sorteret ved husholdningen (og indsamlet separat eller sammen med andre materialer) eller gennem en mekanisk udsortering fra restaffaldet (van Velzen et al., 2013b, van Velzen et al., 2013a). Desuden har forskellene i kvalitet ingen negativ indvirkning på de efterfølgende genanvendelsesprocesser (Luijsterburg og Goossens, 2014). For plast og drikkevarekartoner er der dog en forskel i den lovgivningsmæssige status, da disse materialer, efter at have været i kontakt med restaffaldet, ikke må blive brugt til fødevareemballage (Lighthart et al., 2013). Reelt giver det ikke de store problemer, da lande med separate indsamling end ikke genanvender materialerne til fødevareemballage, derimod er det ofte nedgraderet og anvendt i mindre krævende applikationer såsom urtepotter, rør, skraldeposer eller endda lydbarrierer og udendørs møbler.

Med hensyn til biondebydeligt affald, eksisterer der i dag flere teknologier som er anvendt i pilot- eller fuldskala, og som kan ekstrahere den biondebydelige fraktion som et biomasseoutput anvendeligt i biogasproduktion fra en blandet affaldsstrøm. I Danmark for eksempel eksisterer lovende teknologier såsom REnescience udviklet af DONG og Ecogi udviklet af KomTek Miljø. Internationalt findes en teknologi baseret på strengpresning (*extrusion press*) udviklet af det hollandske firma db technologies BV og det italienske firma VMpress s.r.l. som benyttes i fuldskala i flere europæiske lande til det formål. Foreløbige undersøgelser af kvaliteten af den udvundne biomasse fra disse teknologier tyder på at den er tilsvarende biomasse indvundet gennem separat indsamling og efterfølgende forbehandling. Ikke desto mindre, fordi centralt genvundet biomasse har været i kontakt med restaffald, er der højere risiko for lejlighedsvis forekomster af visse forureningskategorier (f.eks. tungmetaller, plastadditiver), og derfor er mulighederne for efterfølgende håndtering af rådneresten sandsynligvis mere begrænsede (dvs. anvendelse til jordbrugsformål) i sammenligning med kildesorteret affald.

De danske kommuner er dog en smule tilbageholdende, når det kommer til at indføre central sortering af restaffaldet. Det skyldes dels at man ønsker at informere og uddanne borgerne til at tage ansvarsfulde beslutninger i forbindelse med bortskaffelse af affald, dels at man ikke ønsker at gå på kompromis med et sikkert og sundt arbejdsmiljø for medarbejderne. Udfordringen er derfor også at skabe et fuldt automatisk anlæg, som ikke truer de ansattes helbred.

Formål

Kernen i dette projekt omhandler håndteringen af husholdningsaffald i Fyns-området³. I samarbejde med de fynske kommuner og med afsæt i den nyligt fremlagte danske ressource strategi er målet at fremlægge en teknisk, miljømæssig og økonomisk evaluering af alternative løsninger indenfor affaldshåndtering og genindvinding af materialer. Systemerne vurderes desuden i forhold til mulige synergieffekter imellem affaldshåndteringen og det fremtidige energisystem, for på den måde at opnå det bedst ydende system også i et fremtidigt perspektiv.

³ Betegnelsen "Fyn" eller "Fyns-området" dækker i det følgende Fyn inklusiv Langeland og Ærø dvs. det der tidligere (indtil 2006) var betegnet som Fyns amt

Evalueringen vil være baseret på en række alternative systemer som designes og modelleres, hvorefter de vil blive sammenlignet i forhold til forskellige perspektiver såsom materiale genindvinding, global opvarmnings potentiale (GWP, Global Warming Potential) og cost/benefits for det samlede system. Systemerne omfatter forskellig grad af og løsning på separat indsamling, automatiseret central sortering, materiale genindvinding i henhold til materiale genanvendelse, udsortering af bioaffald med forskellig udnyttelse af biofraktionen, samt affaldsforbrænding med henblik på energiudnyttelse.

Projektet vil give kommunerne et nyt perspektiv i forhold til beslutningsprocesser relateret til indsamlingssystemer, øget genanvendelse, udnyttelse af bioaffald samt optimering af udnyttelsen af affaldsenergi.

1 Del 1: Massestrømsanalyse af de eksisterende affaldshåndteringssystemer på Fyn

Del 1 i denne rapport dokumenterer de anvendte metoder og resultaterne af dataindsamlingen i forhold til at beskrive det nuværende/reference affaldshåndteringssystem i Fyns-området. Dette indebærer en grundig beskrivelse af affaldsoplandet mht. både demografi, tilgange til affaldshåndtering og karakteren af det indsamlede materiale.

1.1 Metode - Dataindsamling

Samtlige af de fynske kommuner og renovationsselskaber (og andre aktører) har været kontaktet for at indsamle informationer om håndtering af husholdningsaffald i regionen, for på den måde i detaljer at kortlægge det eksisterende affaldshåndteringssystem i Fyns-området.

Dataindsamlingen tog afsæt i et spørgeskema, som var ment til at starte en dialog med de involverede parter. Dette var opdelt i forskellige kategorier; (1) materiale mængder og indsamlingssystemer, (2) affaldssammensætning af blandede affaldsstrømme (eks. dagrenovation/restaffaldet), (3) transport-/indsamlingsparametre, (4) omlastepladser/kommunalt ejede sorterings anlæg, (5) aktører/endestationer for materialerne, (6) udgifter relateret til punkt 4, og (7) fremtidige planer for affaldshåndteringen.

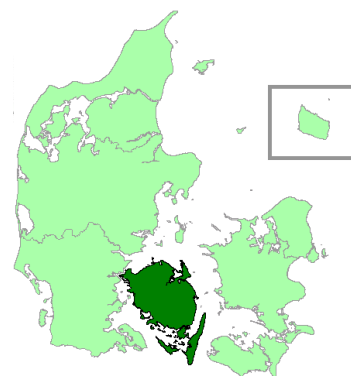
Spørgeskemaet førte til uddybende dialog via e-mail, telefon eller personlige møder for at opnå forståelse for de fremsendte data samt for at opsamle eventuel manglende information. Kategori 1, 3, 5 og 7 blev i detaljer udfyldt af samtlige kommuner. Ingen af kommunerne (undtagen Odense, som del af en gennemsnitlig karakterisering af restaffald fra etageboliger (Petersen et al., 2014)) havde informationer om sammensætningen af blandede affaldsstrømme (2). Få kommuner har kommunalt ejede anlæg eller omlæssepladser, hvilket gjorde det svært at kommentere på kategori 4 og 6. Supplerende data vedrørende udgifter i affaldshåndteringssystemet er blevet indsamlet efterfølgende.

Danmarks statistik er blevet anvendt i forbindelse med karakteriseringen af affaldsoplandet (Fyn inkl. Langeland og Ærø) i forhold til parametre såsom befolkning og husstandstyper.

1.2 Karakterisering af Fyns-området

Fyns-området (Fyn, Langeland og Ærø) har dannet rammerne for affaldsoplandet. Fyn har en geografisk central position i Danmark, Figur 1, og området består af 10 (meget forskellige) kommuner.

Dette afsnit vil blive brugt til at beskrive affaldsoplandets demografiske parametre samt give et overblik over den eksisterende affaldshåndtering i de 10 kommuner.

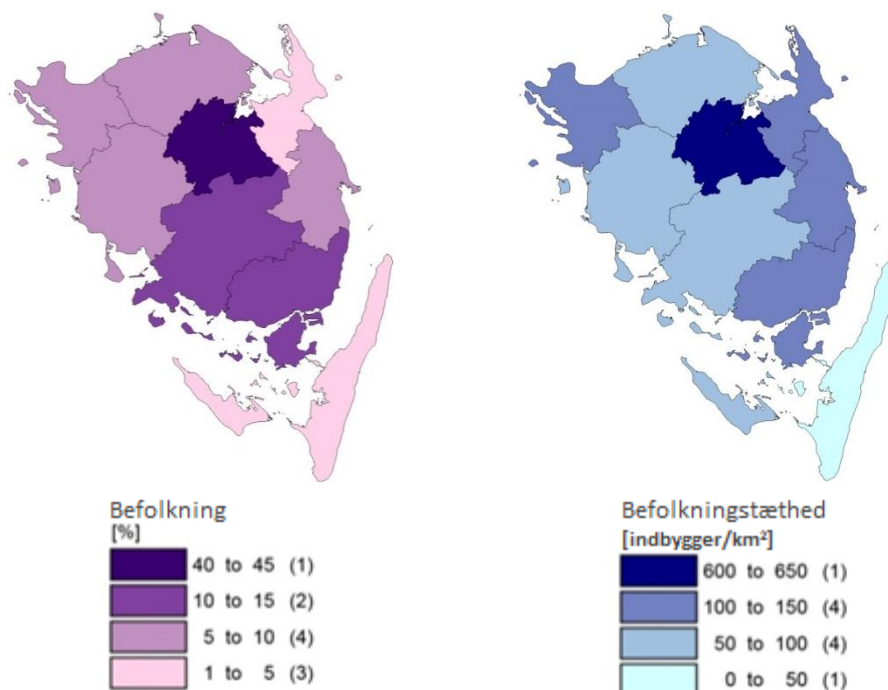


Figur 1: Fyns placering (mørkegrøn), Danmark

1.2.1 Affaldsoplandets demografi

Oplandet består af 10 kommuner som totalt set tæller omkring 486.000 indbyggere og 226.000 primære husstande.

Fordelingen af befolkningen imellem kommunerne (venstre) samt befolkningstætheden i hver kommune (højre) er illustreret i Figur 2.

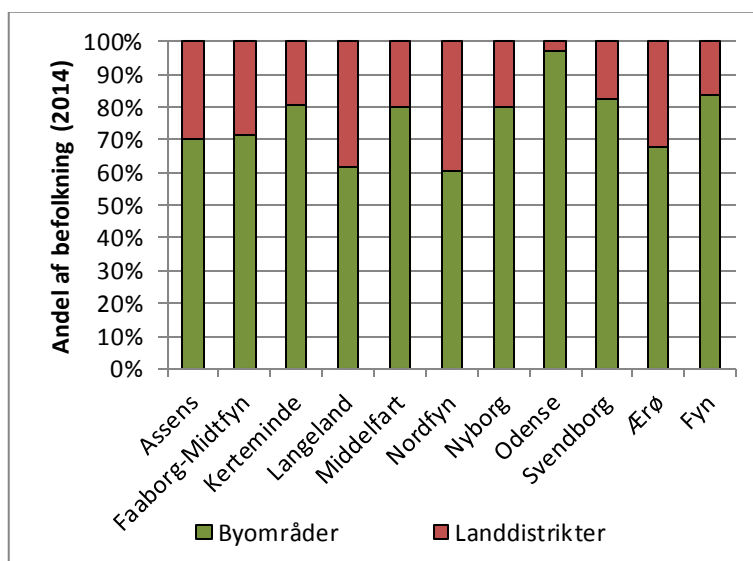


Figur 2: Illustrationer af hvordan befolkningen er fordelt i Fyns-området i % (venstre) samt befolkningstætheden (indbygger/km²) i hver af de 10 kommuner (højre) (GIS information og Danmarks Statistik). Jo mere intens farven er, desto større andel/befolkningstæthed.

Befolkningen er ikke ligeligt fordelt i området; indbyggerne er særligt koncentreret i Odense kommune. Godt 40 % af det totale indbyggertal bor i Odense kommune, og denne er samtidig kommunen med den største befolkningstæthed (640 indbyggere/km²), hvilket stemmer overens med at Odense by er Danmarks tredje største by. Den gennemsnitlige befolkningstæthed i de andre 9 kommuner er nærmere omkring de 100 indbyggere/km². Langeland kommune befinder sig i den modsatte ende af skalaen med kun 2,6 % af den samlede befolkning i regionen samt den laveste befolkningstæthed (44 indbyggere/km²). Faaborg-Midtfyns kommune repræsenterer en forholdsvis stor del af den samlede befolkning i regionen (10,5 %), men da kommunen samtidig repræsenterer det største område i regionen er den gennemsnitlige befolkningstæthed relativt lav.

Ifølge Danmarks statistik er landdistrikter defineret som områder med spredt bebyggelse eller sammenhængende ejendom med mindre end 200 indbyggere. Fordelingen imellem befolkning bosat i byområder og i landdistrikter i hver af kommunerne er illustreret i Figur 3. I Odense kommune er det en beskedent del af befolkningen, som kan findes i landdistrikter, hvilket er i overensstemmelse med den tidligere præsenterede karakteristik af høj befolkningstæthed i kommunen. Langeland og Nordfyns kommune har den største andel af befolkning bosat i landdistrikter (~40 %), hvorimod den hyppigste andel

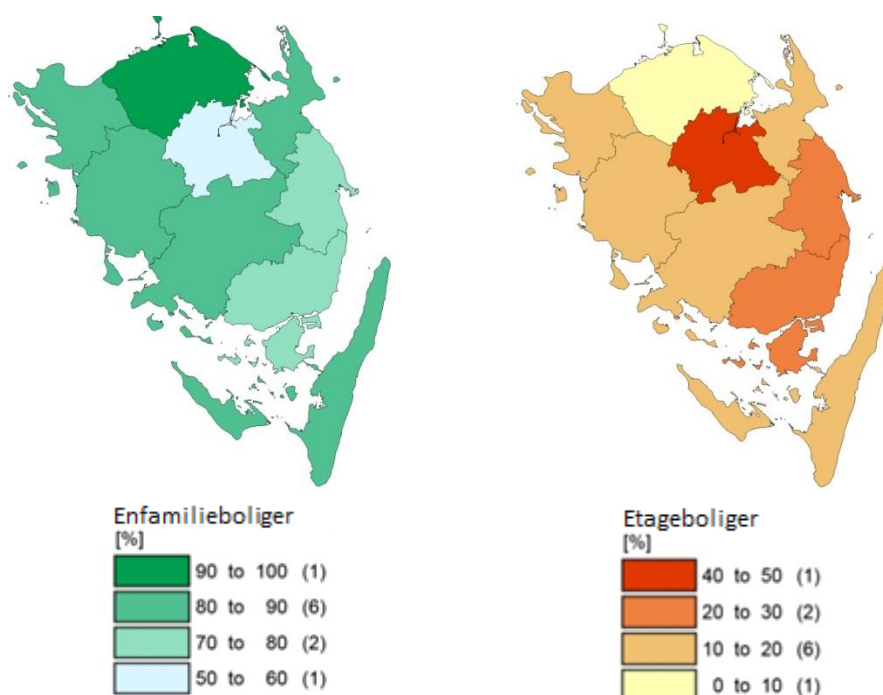
er omkring 25 %. Som gennemsnit for alle kommunerne er andelen af landdistrikter 16 %, hvilket hovedsageligt skyldes vægtningen af tendensen i Odense kommune.



Figur 3: Fordeling af befolkning i byområder og landdistrikter i hver af de 10 kommuner på Fyn, Danmark (jf. Danmarks Statistik, 2014).

I forhold til husstandstyper kan befolkningen fordeles mellem enfamilieboliger (single-family, SF) og etageboliger (multi-family, MF). Enfamilieboliger inkluderer parcel- og rækkehuse, hvorimod etageboliger inkluderer etageejendomme/lejligheder og kollegier. Enfamilieboliger er typisk karakteriseret ved et stort antal beboere, og derfor en større generering af affald per husstand. Hver husholdning har desuden deres egen affaldsspand og dermed deres eget ansvar i forhold til at sortere o.l. Etageboliger på den anden side, er typisk karakteriseret ved et lavere antal beboere og også mindre generering af affald per husstand. Denne kategori af beboere forventes desuden at føle mindre ansvar i forhold til korrekt bortskaffelse af affald (sorteringsordninger etc.), da de deler affaldsspande med andre beboere. Dansk Affaldsforening har (baseret på en kvantitativ analyse (Dansk Affaldsforening, 2013)) defineret fire "affaldsprofiler" som differentierer imellem niveauet af engagement i forhold til affaldshåndtering i den danske befolkning. Folk, der bor i lejligheder, har tendens til at have den "bekvemmelige" eller den "ligeglade" profil, hvilket betyder at sortering af affald for denne gruppe af befolkningen ikke drejer sig om hvad der er "rigtigt", men mere om bekvemmelighed, og hvorvidt det kræver for meget at sortere korrekt. Enfamilieboliger har som regel plads til at opbevare materialer (til genanvendelse) for på et senere tidspunkt at bringe dem til en genbrugsplads, hvorimod etageboliger oftest finder det mindre bekvemt pga. manglende plads.

Figur 4 viser fordelingen af enfamilieboliger (venstre) og etageboliger (højre) i hver af de 10 kommuner i Fyns-området. De to illustrationer spejler hinanden, da de samlet set repræsenterer 100 % i hver kommune.

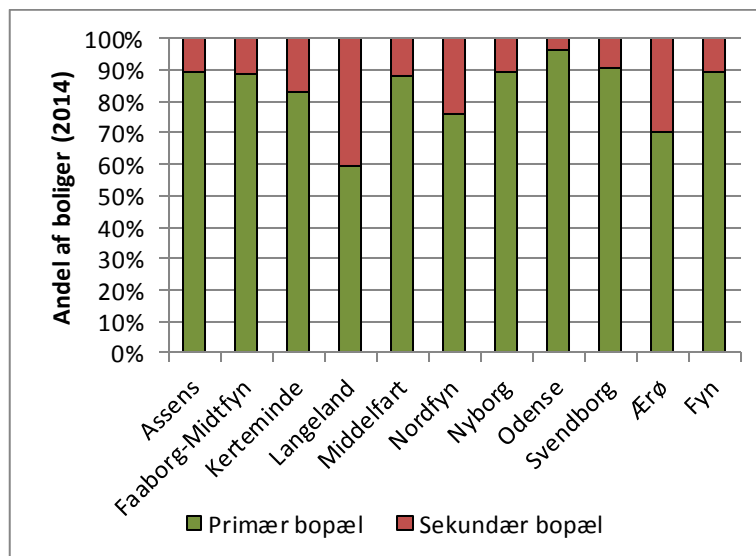


Figur 4: Kort med illustration af fordelingen af enfamilieboliger (venstre) og etageboliger (højre) i de 10 kommuner på Fyn, Danmark. Jo kraftigere farven er, desto større er andelen af den givne husstandstype.

Den høje befolkningstæthed i Odense kommune er afspejlet i den meget store andel (44 %) af etageboliger. De fleste af kommunerne har en andel af etageboliger omkring 10-15 %. Svendborg og Nyborg kommune har en lidt større andel (~25 %) og befinder sig dermed et sted derimellem. Nordfyns kommune har den laveste andel af etageboliger på 7 %. Overordnet er der 226.000 primære husskande i Fyns-området fordelt imellem 73 % enfamilieboliger og 27 % etageboliger.

Ifølge Danmarks Statistik er der en kategori af "ubeboede boliger". Denne dækker over boliger, hvor der ikke er registreret noget CPR nummer, hvorved boligen ikke er en første prioritets adresse; det er en sekundær bopæl som kun benyttes på deltid for eksempel som feriehus/fritidshus. Nogle kommuner i affaldsoplandet er mere påvirket af dette end andre, Figur 5.

Langeland skiller sig igen ud ved at have den største andel af fritidshuse og anden sekundær beboelse (40 %). Også Ærø og Nordfyns kommune har en stor andel af sekundær beboelse (>24 %), hvorimod de fleste andre kommuner har en andel på omkring 10 % sekundære boliger. Odense skiller sig desuden ud som kommunen med den laveste relative andel af sekundær beboelse.



Figur 5: Fordeling mellem primær og sekundær beboelse i de 10 kommuner på Fyn, Danmark.

1.2.1.1 Opsummering:

- Fyns-området består af 10 kommuner med samlet 486.000 indbyggere og en gennemsnitlig befolkningstæthed omkring 100 indbyggere/km².
- Den ulige fordeling af befolkningen på Fyn betyder at kommunerne står overfor forskellige udfordringer i forhold til indsamling i landdistrikter, i tæt befolkede områder og i turistprægede områder. Den logistiske opgave, der følger med implementeringen af nye indsamlingssystemer i kommunerne, vil derfor variere fra kommune til kommune.
- 226.000 husstande er inkluderet i denne evaluering, og fordelingen mellem enfamilieboliger og etageboliger anvendt er hhv. 73 % og 27 %. Undersøgelsen i del 2 og 3 i denne rapport vil repræsentere Fyn som én enhed, og der differentieres derfor ikke i forhold til de lokale forhold i de enkelte kommuner.
- Sekundære boliger er beboet på deltid og der vil selvfølgelig også genereres affald fra disse. I denne rapport vil enhver udregning (per indbygger eller husstand) dog repræsentere husstande og borgere med deres primære adresse i kommunen.

1.2.2 Ordninger for indsamling af affald i oplandet

Der eksisterer forskellige indsamlingsordninger i Fyns-området, og i det følgende vil indsamlingsordningerne i de enkelte kommuner blive præsenteret.

Tabel 1 giver et overblik over de forskellige indsamlingssystemer, der er til rådighed i de enkelte kommuner på Fyn. Denne viser ligheder og forskelle imellem de forskellige kommuner. Informationen repræsenterer status i 2013 (dog 2014 for Kerteminde og Middelfart og 2012 for Ærø). Tabel 1 repræsenterer et begrænset udsnit af materialer som vil blive brugt i den videre databehandling og evaluering. Træ og mange andre materialer som typisk indsamles via genbrugspladserne er dermed ekskluderet i denne undersøgelse.

De forskellige indsamlingsordninger anvendt i kommunerne kan kategoriseres efter tre standard ordninger: husstandsindsamling, kubesystemer og genbrugspladser. Eksempler på disse er illustreret i Figur 6.



Figur 6: Eksempler på forskellige indsamlingsordninger. Øverst: genbrugsplads med containere til flere materiale fraktioner (Odense), Nederst venstre: husstandsnære beholdere klar til tømning/afhentning (Odense), Nederst højre: kuber til indsamling af glas (Odense).

Den mest fundamentale ordning kan findes i **Nordfyns** kommune. Den eneste indsamling, der er ved husstanden her, er indsamling af dagrenovationsaffald/restaffald. Herudover indsamles papir og glas via et velimplementeret kubesystem, og genbrugspladserne modtager alle former for materiale. **Langeland** kommune har tilsvarende basalt system, dog suppleret af spejderindsamlinger af pap og papir.

En simpel udvidelse af den fundamentale ordning inkluderer husstandsindsamling af enkelt fraktioner såsom papir eller organisk affald. **Odense** og **Assens** kommune har begge husstandsindsamling af papir eller blandet papir og pap såvel som muligheden for at aflevere pap/papir og/eller glas via kubesystemet. Genbrugspladserne er ligeledes åbne for indsamling af alle former for materiale. **Kerteminde** og **Nyborg** kommune er de eneste to kommuner, der indsamler vegetabilsk madaffald ved husstanden i en ordning med frivillig deltagelse. Kerteminde kommune har derudover et standard kubesystem (i forhold til indsamling af glas og papir(/pap)) samt genbrugspladser. Nyborg kommune på den anden side har en distrikt-baseret indsamling af genanvendelige materialer; pap/papir og plast indsamles via ordningen for husstandsindsamling i to af distrikterne, hvorimod papir, pap og glas indsamles af foreninger (spejderindsamling) i det tredje distrikt. Kubesystemet er desuden udvidet til at dække indsamling af flere materialer; papir, pap, glas, metal og plast.

En mere avanceret form for husstandsindsamling kan man finde i **Faaborg-Midtfyn**, **Middelfart**, **Svendborg** og **Ærø** kommune. Her indsamles enkelt fraktioner af papir, pap, glas, metal og plast i klare sække (beholdere til papir i Middelfart). Faaborg-Midtfyn, Middelfart og Ærø kommune har et officielt system med poser udleveret af kommunen, hvorimod de genanvendelige materialer indsamles som en del af storskraldsordningen i Svendborg kommune. Svendborg kommune har supplerende indsamling af papir via foreningsindsamlinger. Disse kommuner tilbyder alle standard indsamling via kuber samt genbrugspladser. Det er vurderet, at materiale indsamlet via forenings-/spejderindsamlinger vil tælle som "indsamlet på genbrugspladser" i analysen, da disse ikke er en del af en officiel indsamlingsordning.

Tabel 1: Skematisk overblik over indsamlingsordninger i de 10 fynske kommuner; "x" er markeret hvis systemet er til rådighed

	Restaffald	Organisk affald	Papir			Pap			Glas			Metal			Hård plast			Plast folie		Kommentarer
	Ved husstanden	Ved husstanden	Ved husstanden	Spejderindsamling	Kuber	Genbrugspladser	Ved husstanden	Spejderindsamling	Kuber	Genbrugspladser	Ved husstanden	Spejderindsamling	Kuber	Genbrugspladser	Ved husstanden	Kuber	Genbrugspladser	Ved husstanden	Genbrugspladser	
Assens	x		x		x	x	x		x	x			x	x			x		x	Papir og pap indsamles som en blandet fraktion ved husstanden såvel som i kuber.
Faaborg-Midtfyn	x		x		x	x	x			x	x	x		x	x		x	x	x	Husstandsindsamling af genanvendelige materialer i klare poser (enkelt fraktioner). Deltagelse er frivillig.
Kerteminde	x	x			x	x			x	x			x	x			x		x	Frivillig deltagelse i indsamling af vegetabilsk madaffald samt mindre dele af haveaffald (organisk affald). Papir og pap indsamles som en blandet fraktion via kubesystemet (ikke hensigten).
Langeland	x			x	x	x		x		x	x			x			x			Plast fraktionen er en blanding af hård og blød plast.
Middelfart	x		x		x	x	x			x	x	x	x	x			x		x	Klare sække til enkelt fraktioner (pap/metal/glas), mens papir indsamles i separat beholder. Få kuber i områder med sommerhuse.
Nordfyn	x				x	x				x	x			x			x		x	
Nyborg	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x			Frivillig deltagelse i indsamling af vegetabilsk madaffald og mindre dele af haveaffald (organisk affald). 2 distrikter har officiel husstandsindsamling af blandet pap og papir (i beholder) og plast (i sække). Spejderindsamling dækker den 3. distrikt. Plast fraktionen er en blanding af hård og blød plast.
Odense	x		x			x				x	x			x			x		x	
Svendborg	x		x	x	x	x	x			x	x	x		x	x		x			Husstandsindsamlingen er en del af "storskraldsordningen". Ingen separat indsamling af plast folie.
Ærø	x		x			x	x			x	x	x		x	x		x		x	Husstandsindsamling gule/klare sække til enkelt fraktioner (dog blandet pap og papir).

1.2.2.1 Håndtering af restaffald

Dagrenovations-/restaffaldet sendes i øjeblikket direkte til forbrænding. Tre affaldsforbrændingsanlæg håndterer restaffaldet (samt brændbart fra genbrugspladserne) indsamlet i kommunerne; Odense Kraftvarmeværk A/S, Svendborg Kraftvarmeværk A/S og Energnist (Kolding⁴). Odense og Svendborg kraftvarmeværk er begge placeret inden for affaldsoplandets grænser (dvs. på Fyn), hvorimod Energnist ligger i Kolding (Jylland). Middelfarts kommune er den eneste kommune i oplandet, som sender (det meste) restaffald til Kolding (77 % af Middelfarts restaffald afbrændes her jf. 2014 data). Tabel 2 giver et overblik over aktørerne samt mængden/andelen af det genererede og indsamlede restaffald i Fyns-området som hver aktør håndterer.

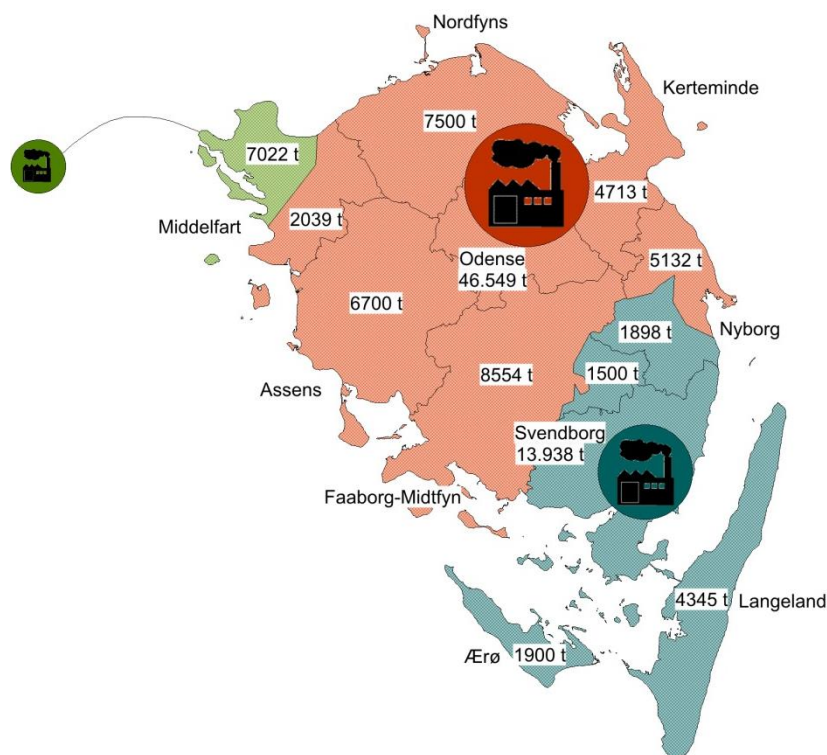
Tabel 2: Overblik over aktører i affaldsforbrænding samt mængde/andel af restaffald håndteret af hver aktør

Affaldsforbrændingsanlæg	Mængde restaffald [ton]	Andel af restaffaldet
Odense Kraftvarmeværk A/S	82.687	72,6 %
Svendborg Kraftvarmeværk A/S	22.081	21,1 %
Energnist	7.022	6,3 %
Total	111.790	100 %

Mængderne angivet i Tabel 2 dækker kun husstandsindsamlet restaffald og indeholder dermed ikke mængder af småt og stort brændbart, som afleveres på genbrugspladser.

Figur 7 illustrerer hvilke områder de tre identificerede affaldsforbrændingsanlæg modtager affald fra. Det meste restaffald bringes til Odense (42 % af den totale mængde restaffald er genereret i Odense kommune), hvilket indikerer, at Odense kraftvarmeværk er den langt vigtigste facilitet til affaldsforbrænding i oplandet. Det er kun de sydligste kommuner på Fyn (herunder Langeland, Ærø, Svendborg samt tidligere Ryslinge (del af Faaborg-Midtfyn) og Ørbæk (del af Nyborg) kommune), som sender restaffaldet til Svendborg kraftvarmeværk, hvorved lokaliteten reducerer transporten. Tætte forbindelser til Trekantsområdet gør, at Middelfart kommune som den eneste kommune sender dele af restaffaldet uden for Fyns-områdets grænser.

⁴ Tidligere kendt som Trekantsområdets Affaldsselskab I/S (TAS)

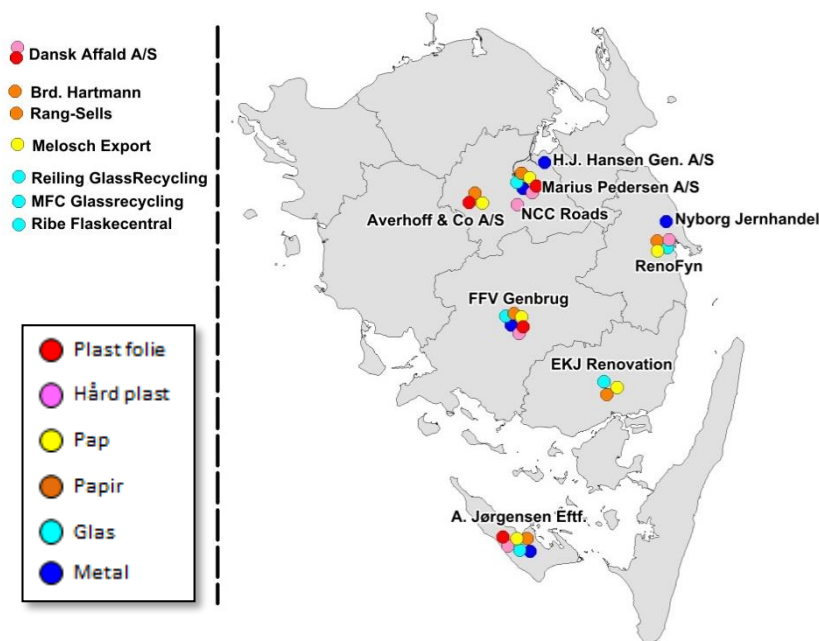


Figur 7: Kort med illustration af affaldsforbrændingsanlæggenes lokalitet samt overblik over hvilke kommuner anlæggene modtager affald fra. Mængder, der repræsenterer hver kommune/distrikt, er noteret i de respektive områder. Grøn: områder der leverer affald til Energinet i Kolding. Rød: områder der leverer affald til Odense Kraftvarmeværk A/S. Blå: områder der leverer affald til Svendborg Kraftvarme A/S.

1.2.2.2 Håndtering af genanvendelige materialer

Seks fraktioner af genanvendelige materialer har været i fokus i denne undersøgelse; papir, pap, glas, metal og hård/blød plast. Også en mindre del af vegetabilsk madaffald indsamles ved husstanden i nogle kommuner og komposteres sammen med haveaffald af Klintholm I/S. Nøgleaktører i håndteringen af disse materialefraktioner er blevet identificeret. Forretningshemmeligheder (fortrolige oplysninger) og markedsstyret distribution har gjort det svært at lave en detaljeret kortlægning af materialestrømmene. Nogle aktører fungerer som mellemlid, nogle forbehandler (sorterer) affaldet, men ingen af dem har interesse i at dele detaljerede oplysninger om den efterfølgende aftager og rute for materialerne.

Figur 8 giver et overblik over de aktører, der håndterer de genanvendelige materialer, der indsamles på Fyn. Nogle af aktørerne har flere afdelinger såsom Marius Pedersen A/S (Svendborg, Odense) og H.J. Hansen Genindvindingsindustri A/S (Middelfart, Svendborg, Odense); for nemheds skyld vil en aktør kun repræsenteres på én lokalitet (Odense).



Figur 8: Aktører håndteringen af genanvendelige materialer indsamlet i Fyns-området. Materialerne er farvekodede (se signaturforklaring). Afmærkninger på venstre side af den stiplede linje symboliserer aktører uden for Fyns-områdets grænser.

FFV Genbrug indsamler og sorterer det genanvendelige materiale til videre distribution i Faaborg-Midtfyn kommune. Anders Jørgensen Eftf. indsamler og omlægger det genanvendelige materiale på Ærø, hvorefter det hovedsageligt sendes til Marius Pedersen (papir/pap/plast/glas) og H.J. Hansen Genindvindingsindustri (metaller). Odense, Svendborg, Assens og Kerteminde kommune anvender hovedsageligt Marius Pedersen A/S. De andre kommuner anvender derimod flere forskellige aktører til de forskellige materialefraktioner.

En undersøgelse mellem nogle af aktørerne har bidraget som indikator for, hvor de forskellige materialer bliver oparbejdet. Papir sælges hovedsageligt til papirfabrikker i Tyskland (eller Sverige) og noget af papiret bliver sågar brugt i produktionen af æggebakker hos Brdr. Hartmann i Tønder (Danmark). Pap oparbejdes generelt ikke i Danmark, og det er derfor sandsynligt at tyske anlæg aftager en stor del af det indsamlede pap. Ardagh Group omsmelter glasset på et anlæg på Sjælland (nær Holmegaard) og aftager dermed en del af det indsamlede glas. Dele af det indsamlede glas sælges muligvis til Tyskland, men i denne analyse antages det at alt det indsamlede emballageglas omsmeltes i Danmark. Fraktionen af hårdt plast skal både sorteres i polymere og oparbejdes, hvilket formodentlig vil ske i Tyskland. Oparbejdningen af plast folie vil ligeledes foregå i Tyskland. Jernholdige metaller (Fe-metaller) bliver sandsynligvis sendt til oparbejdning i Tyrkiet, mens ikke-jernholdige metaller (NF-metaller) formodentlig vil blive håndteret i Tyskland.

1.2.2.3 Opsummering:

- I øjeblikket varierer tilgangen til affaldshåndtering og indsamling af genanvendelige materialer fra kommune til kommune. Mest udbredt er husstandsindsamling af papir, indsamling af papir og glas via kubesystemer og genbrugspladser, som modtager alle fokusmaterialerne i denne undersøgelse.
- Tre affaldsforbrændingsanlæg håndterer i øjeblikket den mængde restaffald, som genereres og indsamles i området; Odense Kraftvarmeværk A/S, Svendborg Kraftvarmeværk A/S og Energinet.
- Det meste (73 %) af restaffaldet fra de fynske husholdninger forbrændes i Odense. 42 % af den totale mængde restaffald genereres endda i Odense kommune, og en fremtidig placering af

storskala sorteringsanlæg samt biogasproduktion i eller nær Odense vil derfor være den optimale løsning. Denne overvejelse om placering og brug af Odense kraftvarmeværk har præget den følgende analyse, hvorved det forbrændingsegnete affald i systemer, hvori restaffaldet sorteres centralt, udelukkende forbrændes på Odense Kraftvarmeværk.

- Oparbejdning af genanvendelige materialer foregår uden for de fynske (og danske) grænser, og kun sortering, omlæsning og distribution foregår inden for de fynske grænser.

1.2.3 Massestrøms analyse: Generering af affald og materiale genindvinding i affaldsoplandet (Fyn)

I dette afsnit er de indsamlede data fra hver kommune opsummeret. Opsummeringen dækker både mængder og tendenser i affaldsgenerering og materiale genindvinding. Fyns-området vil i den følgende analyse blive behandlet som én enhed (del 2 og 3), hvormed der ikke differentieres imellem de enkelte kommuner. Dette afsnit vil dog give en forståelse af den eksisterende materiale genindvinding i hver af de 10 kommuner.

1.2.3.1 Materialestrømme i de 10 fynske kommuner

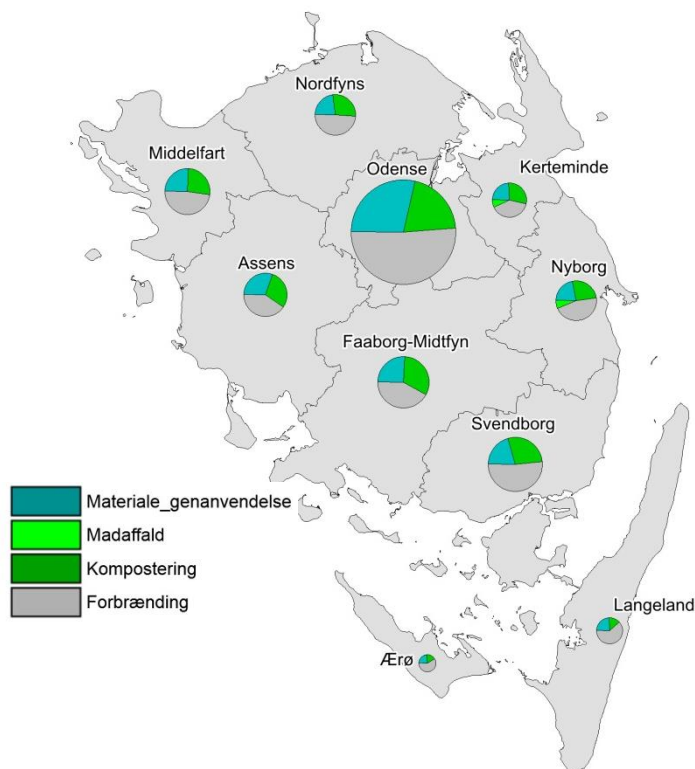
Tabel 3 giver et overblik over dataindsamlingen i forhold til materialestrømmene i hver af de 10 fynske kommuner. Dataene repræsenterer affald-/materialeindsamlingen i 2013 (dog 2014 for Kerteminde og Middelfart og 2012 for Ærø). 277.000 ton kommunalt affald genereres og indsamles i Fyns-området i løbet af et år. Det dækker en række materialefraktioner; fra restaffald indsamlet ved husstanden til genanvendelige materialer indsamlet via en række forskellige indsamlingsordninger og haveaffald samt brændbart affald indsamlet på genbrugspladser. Som tidligere præsenteret (Tabel 1) har Kerteminde og Nyborg kommune, som de eneste, separat indsamling af vegetabiliske madaffald. Plast folie indsamles ligeledes ikke separat i alle kommuner. Langeland kommune har desuden ingen separat indsamling (container) af stort brændbart på genbrugspladserne; denne fraktion knuses og blandes i containeren med småt brændbart materiale.

Tabel 3: Overblik over materialestrømme i hver af de 10 kommuner [ton/år]

Materiale [ton/år]	Assens	Faaborg- Midtfyn	Kerteminde	Langeland	Middelfart	Nordfyn	Nyborg	Odense	Svendborg	Ærø
Restaffald	6.700	10.054	4.713	4.345	9.060	7.500	7.030	46.549	13.938	1.900
Organisk (madaffald)	-	-	1.098	-	-	-	1.357	-	-	-
Papir	2.001	2.230	774	688	2.443	1.044	1.584	10.541	2.155	216
Pap	574	492	389	195	416	218	362	1.585	452	144
Glas	468	790	458	268	520	500	532	3.598	895	125
Metaller	1.161	1.444	654	421	1.129	825	616	3.181	1.161	131
Hård plast	266	260	256	90	156	68	271	1.154	185	44
Plast folie	88	79	30	-	65	37	-	14	-	1
Træ	2.030	2.861	1.172	505	1.341	1.610	1.105	9.388	2.217	281
Småt brændbart	1.341	2.511	916	919	1.184	1.052	1.170	5.117	3.494	259
Stort brændbart	572	445	314	-	907	426	885	708	89	105
Haveaffald	6.167	10.000	3.400	1.209	6.241	5.260	3.893	20.676	9.488	724
Total	21.367	31.166	14.174	8.640	23.462	18.540	18.805	102.511	34.074	3.930

Indsamlingen af de forskellige overordnede materiale fraktioner (dvs. genanvendelige, forbrændingsegnete og komposterbare (haveaffald) materialer) i hver af kommunerne er illustreret via cirkeldiagrammer i Figur 9. Størrelsen af cirklen indikerer hvor meget materiale, der forholds-mæssigt indsamles i de fynske kommuner. Madaffaldet indsamlet i Kerteminde og Nyborg kommune indeholder en stor andel af mindre dele haveaffald, og det indsamlede madaffald komposteres i øjeblikket sammen med haveaffald ved Klintholm I/S. Separat husstandsindsamling af organisk materiale indgår dog i beregningen af genanvendelsesraten jf. nationale mål og retningslinjer, og er derfor illustreret separat i figuren.

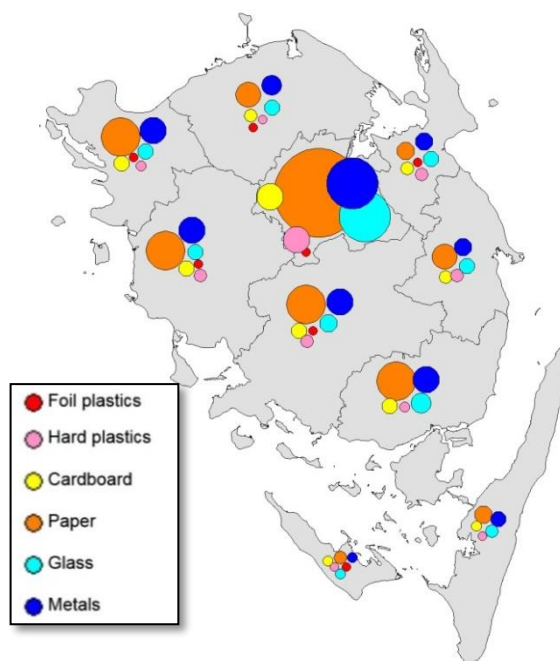
Odense er den kommune i oplandet, hvori der genereres mest affald om året, hvilket stemmer overens med den store befolkning i kommunen. Dette indikerer dog også, at øget genanvendelse i Odense vil have en væsentlig større betydning på regionalt/nationalt niveau, end en øget genanvendelse på Ærø vil have.



Figur 9: Kort med illustration af hvordan det indsamlede kommunale affald fordeler sig i mellem de overordnede materialetyper i de fynske kommuner. Størrelsen af cirkeldiagrammet symboliserer mængden der indsamles.

1.2.3.2 Genanvendelsesrater ifølge den nationale ressource strategi

De genanvendelige materialer, der er i fokus i denne undersøgelse, er papir, pap, glas, metal og plast (både hård og folie). Farvekodede prikker i relative størrelser, efter hvor meget der indsamles i hver af de fynske kommuner, er vist i Figur 10. Fælles for alle kommunerne er, at papir er den materialefraktion der indsamles absolut mest af (vægt). Også glas og metal indsamles i store mængder, hvorimod plast indsamlingen repræsenterer en meget lille andel.

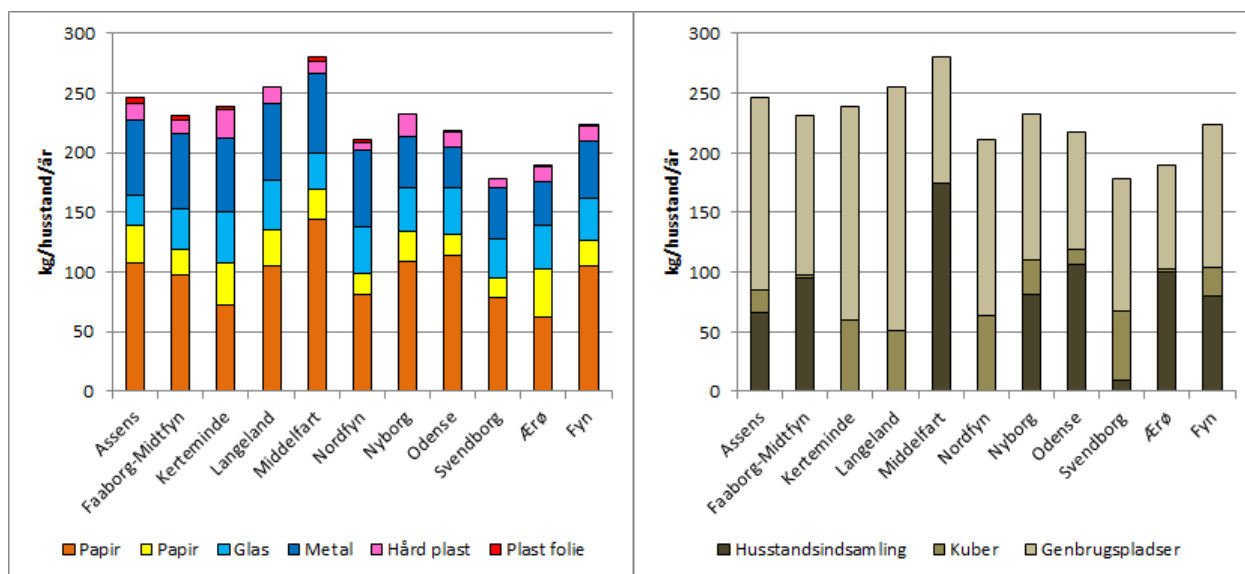


Figur 10: Illustration af mængden af indsamlet genanvendeligt materiale i hver af de fynske kommuner. Materialerne er farvekodede, og prikkerne er i relativ størrelse efter hvor meget, der indsamles.

Et stablet søjlediagram, med informationer om hvor meget der indsamles per husstand i kommunen per år, giver et mere sammenligneligt overblik over genindvindingen af disse materialer i hver af kommunerne, Figur 11. Figuren til venstre differentierer mellem materialer, hvorimod figuren til højre differentierer mellem indsamlingsordninger.

Kommunerne indbyrdes har forskellige genindvindingsrater og forholdet mellem materialefraktionerne varierer også. 233 kg af de udvalgte genanvendelige materialer indsamles som gennemsnit per husstand i Fyns-området i løbet af et år. Generelt er 30-53 % (gnsn. 40 %) af de indsamlede genanvendelige materialer i kommunerne papir. 8-22 % (gnsn. 10 %) er pap, 10-19 % (gnsn. 16 %) er indsamlet som glas, 16-31 % (gnsn. 21 %) er indsamlet som metal og sidst men ikke mindst er 4-11 % (gnsn. 6 %) indsamlet som hård plast og plast folie.

Figuren til højre (Figur 11) indikerer at husstandsindsamling typisk kommer på 2. pladsen i forhold til indsamling via genbrugspladser (undtagen i Middelfart kommune). Det er hovedsageligt papir, der indsamles ved husstandene. Kubesystemer har tendens til at varetage indsamlingen af en god del af materialeindsamlingen i kommuner, der ikke har implementeret husstandsindsamling. Dette system bruges primært til indsamling af glas og papir. Pap, metaller og plast indsamles generelt udelukkende via genbrugspladserne. Det forventes at husstandsnær indsamling af sorterede materialer vil overtage indsamlingen af dele af fokusmaterialerne fra genbrugspladserne. Nogle af materialefraktionerne (pap og metal) kommer ofte i større stykker, som ikke nødvendigvis vil passe i en beholder ved husstanden. En mere omfattende indsamling tæt på ejendommen vil dog sandsynligvis gøre det lettere at fange materialer som stadig ender i beholderen til restaffaldet.



Figur 11: Sammenligning af genindvindingsrater (kg/husstand/år) i forhold til indsamling af genanvendelige materialer i de 10 kommuner. Venstre: Fordelt mellem materiale fraktioner (papir, pap, glas, metal, hård plast og plast folie), Højre: Fordelt mellem indsamlingsordning (husstandsindsamling, kubesystemer, genbrugspladser)

Den varierende genindvindingsrate kommunerne imellem er svær at forklare. I nogle tilfælde kan det skyldes at der er et større potentiale af materialer der indsamles via restaffaldet grundet ineffektiv sortering, men det kan også skyldes forskelle i generering/brug af materialefraktionerne i de enkelte kommuner.

Genanvendelsesprocenten er blevet forsøgt beregnet ud fra vores fortolkning af retningslinjerne i bilag 5 i ressource planen (Miljøstyrelsen, 2014). Genanvendelsesprocenten beregnes som andelen af indsamlede genanvendelige materialer ud af den totale sum af materialer indsamlet til både genanvendelse og forbrænding. Visse fraktioner er inkluderet i beregningen, og der hersker megen tvivl hos kommunerne om, hvad der i virkeligheden tæller. I vores beregning er de følgende fraktioner inkluderet:

Genanvendelse

- H02: organisk affald
- H05/H09: papir inkl. aviser
- H06/H10: pap/emballage pap
- H08/H13: plast/emballage plast
- H11: emballage glas
- H12/H19: emballage metal/jern og metal
- H15/H30: træ/emballage træ

Forbrænding

- H01: dagrenovation
- H03: forbrændingseget

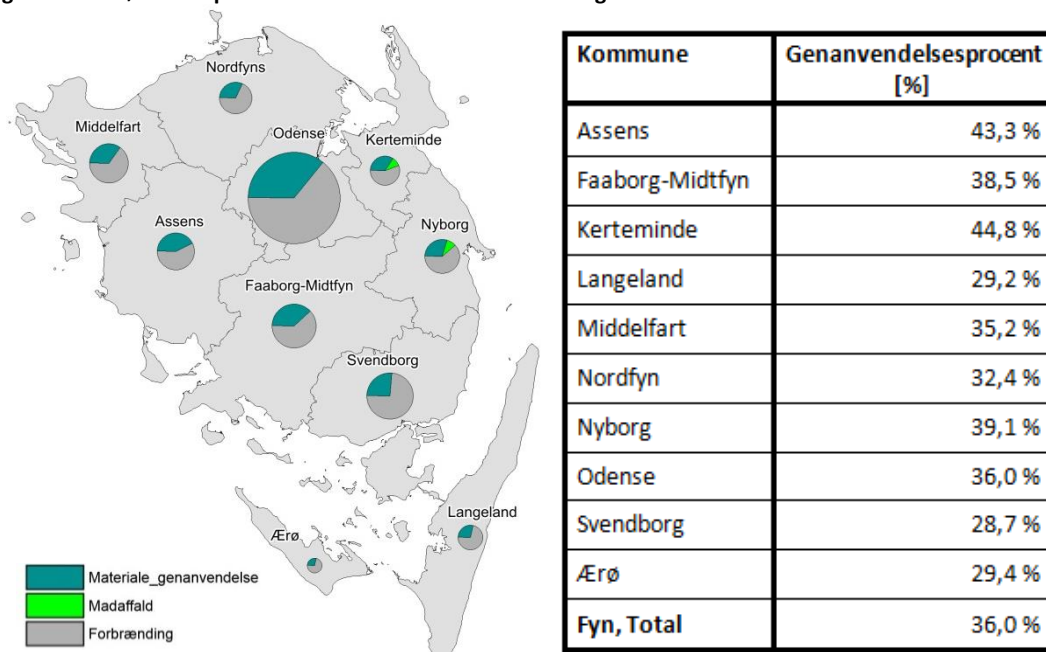
Andre affaldsfraktioner såsom H07 (glas – vindue glas) inkluderet i retningslinjerne er ikke medtaget i denne beregning, hvorved resultatet kan afvige fra de interne beregninger i kommunerne. Dette skal derfor opfattes som et konservativt estimat på genanvendelsesprocenten i de fynske kommuner.

Genanvendelsesprocenten er blevet beregnet og et overblik over denne kan findes i Tabel 4 suppleret af en illustration. Genanvendelsesprocenten er imellem 29-45 % og indikerer dermed, at genindvindingen af de specifikke materialer, sammenlignet med den forbrændingsegne fraktion, varierer en del kommunerne imellem. Separat indsamlet bio-affald bidrager væsentligt til den overordnede genanvendelsesprocent i

Kerteminde og Nyborg kommune. Indsamlingen af bio-affald er dog langt fra så effektiv, som den kunne være, da det kun er den vegetabiliske del af madaffaldet, der indsamles (inkl. små stykker af haveaffald, hvilket udgør en stor del), og kun dele af husstandene i kommunerne deltager.

210.000 ton affald inkluderet i beregning indsamles på Fyn i løbet af et år, hvoraf 75.000 ton indsamles med henblik på genanvendelse. Overordnet har Fyn en genanvendelsesprocent (ud fra disse antagelser) på 36 %, hvilket betyder, at det er nødvendigt at træffe foranstaltninger for at nå målet om 50 % genanvendelse af husholdningsaffaldet.

Tabel 4: Genanvendelsesprocenten i hver kommune jf. Bilag 5 beregninger (Miljøstyrelsen, 2014) understøttet grafisk via cirkeldiagrammer. Størrelsen på cirklen indikerer det relative omfang af det indsamlede materiale.



1.2.3.3 Definition af den funktionelle enhed

I den følgende systemmodellering er det ikke alle materialefraktioner, der er inkluderet, hvilket derfor også betyder at genanvendelsesrater nævnt i de følgende afsnit ikke vil repræsentere bilag 5-vejledningen for beregningen (medmindre det er anført).

Systemmodelleringen vil kun tage højde for affald, der genereres og afskaffes på daglig basis (dvs. storskrald/store genstande og langtidsholdbare produkter ekskluderes). Det betyder derfor, at stort brændbart, såvel som træ- og haveaffald vil blive ekskluderet i systemmodelleringen, da det ikke forventes, at omfattende ændringer i husstandsindsamlingsordningerne vil påvirke håndteringen af disse fraktioner. Fraktionen af småt brændbart består af en blanding af materialer (<1 m i størrelse) som ikke kan sorteres via andre containere på genbrugspladserne, men som derimod sikkert kan afskaffes via forbrænding. Studier viser dog, at affaldet i småt brændbart containeren indeholder 30-50 % fejlsorterede materialer, dvs. materialer, der burde være udsorteret til genanvendelse (Larsen et al., 2011, Petersen, 2011). En ny husstandsindsamlingsordning, som giver bedre/mere sortering ved husstanden, vil sandsynligvis gøre krav på dele af denne affaldsstrøm. Det har dog ikke været muligt at vurdere konsekvenserne, da der ikke eksisterer monitorering/undersøgelser af affaldssammensætningen af "småt brændbart"-fraktionen før og efter implementering af husstandsindsamling af genanvendelige materialer. Strømmen af småt brændbart

affald udelukkes derfor i denne analyse. Også metalfraktionen indsamlet via genbrugspladserne er blevet justeret. En karakterisering af metal fra genbrugspladser i Danmark viser at omkring 25 % af denne består af mindre genstande såsom dåser, gryder/pander/riste, legetøj, værktøj, søm osv. (Hycks et al., 2013). Disse genstande forventes at passe i en beholder ved husstanden, hvorimod de større genstande stadig vil blive indsamlet via genbrugspladserne.

Dette efterlader os med 157.000 ton dagligt genereret husholdningsaffald per år, omfattende papir, pap, glas, metal, plast, madaffald og rest/dagrenovationsaffald indsamlet ved husstanden, via kubesystemerne eller via genbrugspladserne på Fyn. Tabel 5 giver et overblik over hvilke materialefraktioner og mængder, der er inkluderet i den funktionelle enhed sammenlignet med de definitioner, der er diskuteret i de foregående afsnit.

Tabel 5: Overblik over materiale fraktioner og mængder fordelt mellem de forskellige definitioner; kommunalt affald, Bilag 5 kategorier og den funktionelle enhed brugt til den efterfølgende systemmodellering

Materiale fraktion	Kommunalt affald [ton/år]	Bilag 5 [ton/år]	Funktionel enhed [ton/år]
Restaffald	111.789	111.789	111.789
Madaffald	2.455	2.455	2.455
Papir	23.675	23.675	23.675
Pap	4.827	4.827	4.827
Glas	8.154	8.154	8.154
Metal	10.723	10.723	3.043
Hård plast	2.750	2.750	2.750
Plast folie	314	314	314
Træ	21.971	21.971	
Småt brændbart	17.779	17.779	
Stort brændbart	5.174	5.174	
Haveaffald	67.058		
Total	276.669	209.611	157.007

For at kunne modellere systemerne har det været nødvendigt at estimere det fulde potentiale af fokusmaterialerne (papir, pap, glas, metal, plast og madaffald) dvs. yderligere bestemme, hvad der er tilbage i restaffaldet. Da ingen af kommunerne har en karakteristik af deres restaffald, har det været svært at specificere potentialet i hver af kommunerne, og en gennemsnitlig dansk affaldssammensætning er derfor blevet benyttet (Petersen og Domela, 2003). Et gennemsnitligt potentiale per husholdning på Fyn er blevet estimeret for hver materialefraktion på basis af en kombination af de allerede indsamlede/indvundne materialer og det der stadig findes i restaffaldet.

Det beregnede potentiale er blevet sammenlignet med de af miljøstyrelsen estimerede potentialer (Møller et al., 2013a) i Tabel 6. Generelt er de beregnede potentialer højere end de, der er anslået af miljøstyrelsen. Grundlaget for beregningen af potentialerne er ikke identisk pga. forskellige tilgange. Restaffald i dette projekt er modelleret ud fra en gennemsnitlig sammensætning af dansk restaffald og definitionen af, hvad der indgår i de forskellige overordnede materialefraktioner (især for plast) matcher muligvis ikke miljøstyrelsens definition fuldstændig. Det er dog vurderet, at de beregnede potentialer er indenfor rimelighedens grænser, og den efterfølgende analyse vil være baseret på dette.

Tabel 6: Potentialer af de forskellige materialefraktioner [kg/husstand/år] inkl. den gennemsnitlige genindvinding på Fyn

	Miljøstyrelsens potentialer ⁵ [kg/husstand/år]		Beregnete potentialer [kg/husstand/år]	Gnsn. genindvinding på Fyn 2013 [kg/husstand/år]
	min	max		
Papir	161	162	153	105
Pap	25	28	57	21
Glas	33	38	50	36
Metal	16	19	30	13
Plast	33	38	60	14
Organisk	218	302	256	11
Rest	122	135	89	494
Total	608	722	694	694

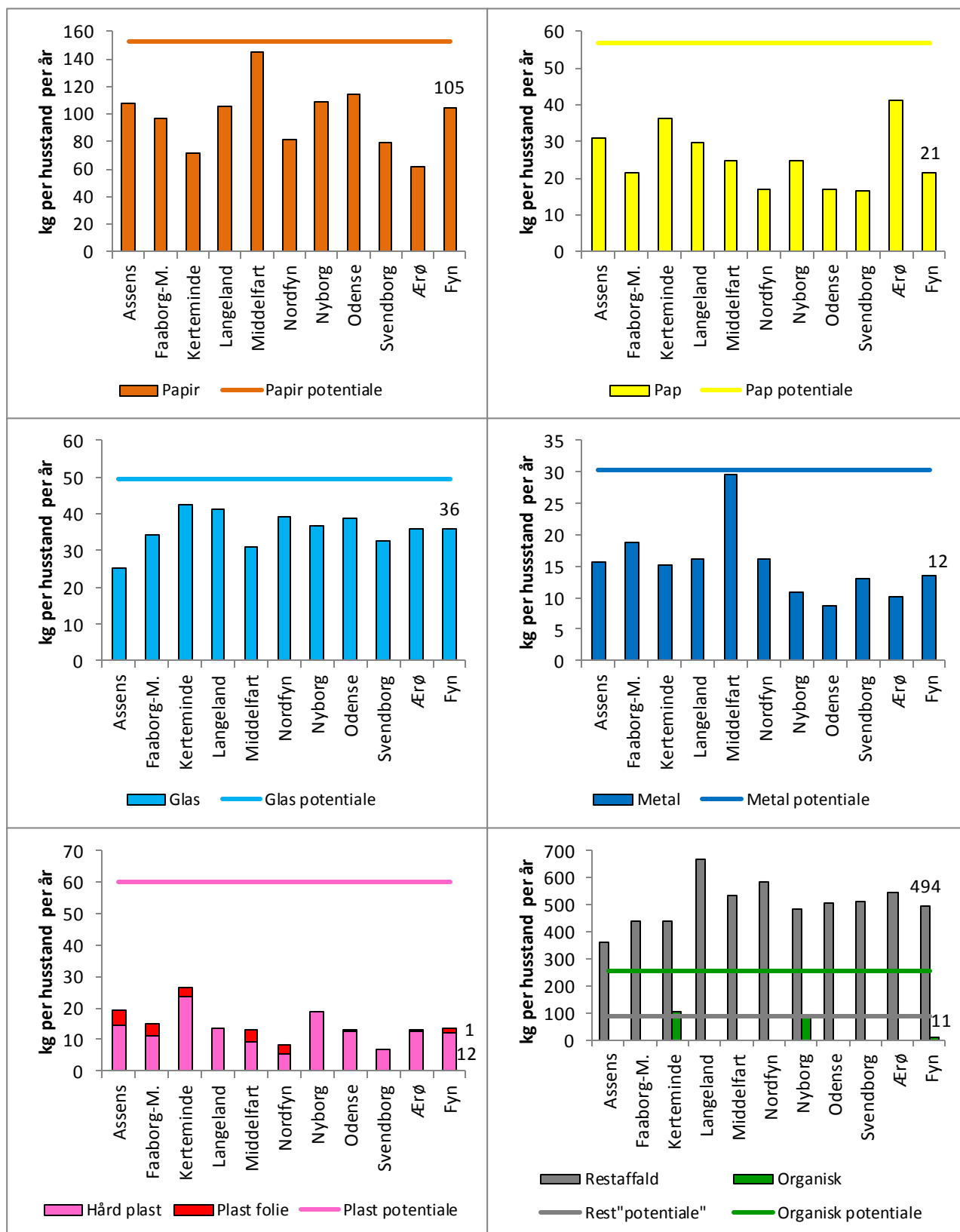
Den gennemsnitlige indsamling af hver materialefraktion per husstand per år i hver kommune (og Fyn som gnsn.) er illustreret i form af søjler sammen med det gennemsnitlige potentiale repræsenteret af en horisontal linje, Figur 12.

Papir og glas er de fraktioner der indsamles mest af i forhold til deres potentialer, hvorimod pap og metal har en lidt lavere genindvindingsrate. Det meste plast findes i strømmen af restaffald. Bio-affald indsamles kun i to kommune (og i beskedne mængder) og bio-affaldet findes derfor i øjeblikket næsten udelukkende i strømmen af restaffald.

Figur 12 (særligt de overordnede værdier for Fyn, se også Tabel 6) illustrerer det tabte potentiale. Ændringer i affaldsindsamlingssystemet vil højst sandsynligt øge genindvindingen af visse materialer.

I gennemsnit genereres 694 kg husholdningsaffald per husstand på Fyn i løbet af et år (jf. definitionen af den funktionelle enhed). 200 kg/husstand/år indsamles separat med henblik på materiale genanvendelse (papir, pap, glas, metal, plast) eller kompostering (organisk affald). Et potential på næsten 400 kg/husstand/år, hovedsageligt repræsenteret af organisk, findes dermed stadig i strømmen af restaffald.

⁵ (Møller et. al., 2013)



Figur 12: Mængde af indsamlet materiale (papir, pap, glas, metal, plast and organisk/rest affald) per husstand per år i hver kommune og Fyn som helhed inklusiv en indikator for det gennemsnitlige potentiale

Tabel 7 giver et overblik over hvor meget af hver materialefraktion der indsamles sammenlignet med det gennemsnitlige potentiale. Genindvindingen af papir (60-70 %) og glas (70-80 %) er høj i de fleste kommuner. Genindvindingen af pap (40-50 %) og metal (40-50 %) er middel i de fleste kommuner. Middelfart skiller sig dog ud med en imponerende høj genindvinding af metal (næsten 100 %), hvilket kan tilskrives husstandsindsamling af metal i kommunen. Blot omkring 20 % af plasten genindvindes.

Tabel 7: Overblik over genindvinding af hver materialefraktion i forhold til det gennemsnitlige potentiale. Hver kommune er repræsenteret inklusiv et gennemsnit for Fyns-området

	Papir	Pap	Glas	Metal	Plast
Assens	71 %	55 %	51 %	52 %	32 %
Faaborg-Midtfyn	64 %	38 %	69 %	62 %	25 %
Kerteminde	47 %	64 %	86 %	50 %	44 %
Langeland	69 %	53 %	83 %	53 %	23 %
Middelfart	95 %	43 %	62 %	98 %	22 %
Nordfyn	54 %	30 %	79 %	53 %	14 %
Nyborg	72 %	44 %	74 %	36 %	31 %
Odense	75 %	30 %	79 %	28 %	21 %
Svendborg	52 %	29 %	66 %	43 %	11 %
Ærø	41 %	73 %	72 %	34 %	21 %
Fyn, Total	69 %	38 %	73 %	44 %	23 %

1.2.3.4 Opsummering:

- 277.000 ton kommunalt affald indsamles hvert år i Fyns-området. Dette inkluderer haveaffald, træ, småt og stort brændbart, plast, metal, glas, pap, papir, madaffald og restaffald. Haveaffald, træ, småt og stort brændbart samt en andel af metallet indsamlet på genbrugspladserne er blevet udelukket fra den videre modellering, da ændringer i husstandsindsamlingsordningerne ikke forventes at påvirke håndteringen af disse fraktioner. 157.000 ton dagligt genereret husholdningsaffald anvendes i den følgende modellering/vurdering som funktionel enhed.
- Ifølge vores fortolkning af bilag 5-vejledningen ligger genanvendelsesprocenten i de fynske kommuner mellem 26-45 %. Fyns-området som gennemsnit har en genanvendelsesprocent på 36 %, hvilket betyder, at det er nødvendigt at træffe foranstaltninger for at nå de nationale målsætninger om 50 % genanvendelse i 2022.
- Pga. begrænset information vedrørende sammensætningen af restaffaldet vil de beregnede potentialer (Tabel 6) danne grundlag for den følgende modellering af materialestrømmene.
- Baseret på den definerede funktionelle enhed genereres 694 kg dagligt husholdningsaffald pr husstand i Fyns-området pr år. I øjeblikket indsamles 189 kg genanvendelige materialer (papir, pap, glas, metal, plast) samt 11 kg bio-affald pr husstand pr år. Sammenlignet med potentialerne er genindvindingen af papir og glas høj (~70 %), hvorimod pap, metal (~40 %) og især plast (~20 %) er noget lavere. Indsamling af bio-affald er nærmest ubetydelig sammenlignet med potentialet (~4 %).
- De markante forskelle kommunerne i mellem gør, at ændringer i affaldshåndteringssystemet (som i den følgende systemmodellering (del 2)) i forhold til separat indsamling af genanvendelige materialer vil ikke have samme effekt/være lige effektfuld i de 10 kommuner, da nogle kommuner allerede har meget effektive indsamlinger til visse materialefraktioner.
- Husstands-nær indsamling vil begrænse behovet for at bringe fokusmaterialer til genbrugspladserne. Ændringer i affaldshåndteringssystemet mod øget husstandsindsamling vil derfor føre til en udelukkelse af genbrugspladserne i systemmodelleringen.

2 Del 2: System modellering og carbon footprint vurdering

Del 2 i denne rapport dokumenterer de anvendte metoder samt opnåede resultater af massestrømsanalysen og carbon footprint vurderingen af det nuværende (reference) affaldshåndteringssystem i Fyns-området, sammenlignet med alternative systemer designet til at afspejle forskellige grader af og løsninger på kildesortering, automatiseret central sortering, genindvinding af materialer til genanvendelse, separation af bioaffald med forskellige anvendelser af bio-fraktionen samt energiudnyttelse via affaldsforbrænding.

2.1 Metode

Metoden præsenteret i dette afsnit dækker over fundamentet i systemsimuleringen og carbon footprint vurderingen såvel som systemgrænserne, hvorved forgrunds- og baggrundssystemer introduceres. Dette afsnit indeholder ligeledes en detaljeret livscyklusopgørelse (LCI).

2.1.1 Simulering af affaldshåndteringssystemer

Det eksisterende affaldshåndteringssystem i de 10 kommuner i Fyns-området (beskrevet i Del 1) er blevet samlet i ét system, som repræsenterer hele området. Med udgangspunkt i det nuværende system er 23 alternative systemer, som tager højde for ændringer i kildesortering såvel som håndteringen af restaffaldet, blevet designet. Systemerne er beskrevet under afsnit 2.1.4.

En Excel-baseret massebalance model er blevet brugt til at simulere procesforløbet beskrevet i systemerne. Baseret på affaldets sammensætning og de dertilhørende fysiske og kemiske egenskaber var det muligt med modellen at simulere overførsel og omdannelse af affaldsstrømme og fraktioner gennem hele systemet. Desuden er der i forhold til affaldsgenerering og -indsamling blevet skelnet mellem husstandstyper, dvs. enfamilieboliger og etageboliger, hvorved der er taget højde for mindre forskelle i kildesorteringsadfærd, affaldssammensætning og affaldsgenereringsrater. Den årlige mængde dagligt genereret husholdningsaffald (157.007 ton, beskrevet i Del 1) fra Fyns-området og dennes sammensætning udgjorde inputtet til modellen.

2.1.2 Carbon footprint vurdering

Simuleringsmodellen gjorde det muligt at lave et detaljeret regnskab over affaldets kulstofindhold gennem de simulerede systemer, dvs. fra affaldsgenerering til substitution af energi og materialer på deres respektive markeder. Dette gjorde det muligt at lave et regnskab over alle direkte drivhusgasemissioner i systemerne og omdanne disse til CO₂-ækvivalenter. Alle system ændringerne (dvs. forbrug og undgået brug af energi og materialer) blev ligeledes omdannet til CO₂-ækvivalente byrder eller besparelser. Systemerne blev vurderet og sammenlignet på baggrund af metoden for konsekvens livscyklusvurdering (CLCA). Alle processer, der påvirkes af de implementerede ændringer i affaldshåndteringssystemet, blev dermed (så vidt muligt) medregnet og såkaldte marginale procesdata (dvs. data for de processer, som reelt påvirkes af systemet frem for gennemsnitsværdier) blev anvendt i modelleringen af systemernes vekselvirkning.

Alle materiale- og energistrømme, såvel som systembyrder og -besparelser, er relateret til en funktionel enhed, som er defineret som *håndtering (inklusive indsamling, transport, behandling og sluthåndtering af restprodukter) af den årlige generering af 157.007 ton dagligt genereret husholdningsaffald (våd vægt) indsamlet i Fyns-området, Danmark.*

Sammenligningsgrundlaget for systemerne er det globale opvarmningspotentiale (GWP100, kg CO₂-ækv. over 100 år), beregnet på grundlag af den seneste rapport fra *the Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2013). De globale opvarmningsfaktorer relateret til væsentlige stoffer er som følger for fossile emissioner: CO₂ = 1, CO = 2, CH₄ = 34 og N₂O = 298.

LCA-software programmet SimaPro 8.0.2. blev anvendt til at finde GWP100 potentialer (koefficienter). Ecoinvent v.3 databasen (Swiss Centre of Life Cycle Inventories) bistod med livscyklusopgørelser (LCI) for baggrundssystemer, hvorimod data relateret til forgrundssystemet (system specifikke data) blev indsamlet gennem flere kilder, inklusiv kommunernes egne regnskaber samt grønne regnskaber for nedstrøms affaldsoperatører.

2.1.3 Systemgrænser

Det er muligt at analysere komplekse systemer ved at dele dem i **forgrundssystemer**, for hvilke vi ønsker at bidrage med støtte i beslutningsprocesser, og **baggrundssystemer**, som påvirker eller styrer effekten af en beslutning truffet i forgrundssystemet. Dette er en måde at simplificere den komplekse virkelighed på.

Ved analyse af affaldshåndteringssystemer, som i dette tilfælde, omfatter forgrundssystemet alle aktiviteter forbundet med affaldshåndtering; fra affaldsgenerering, via behandling og genindvinding af materialer og/eller energi, til det punkt hvor disse **funktionelle outputs** interagerer/udveksles med baggrundssystemet (dvs. bagvedliggende økonomi og markeder). Baggrundssystemerne repræsenterer økonomiske aktiviteter (f.eks. produktion af energi og materialer), hvori energi og materialer (inklusiv de funktionelle outputs) udveksles med forgrundssystemet. I nærværende undersøgelse er fire primære interagerende markeder inkluderet: (1) energi- og brændstofproduktion, (2) produktion af jomfruelige materialer, (3) substrater til biogasproduktion og (4) markedet for forbrændingseget affald.

2.1.4 Forgrundssystemer og systemvariationer

I den nærværende undersøgelse er der designet og modelleret 24 systemer, jf. Tabel 8.

Tabel 8: Matrix over de systemer der er modelleret i undersøgelsen; SF= single-family (enfamilieboliger), MF = multi-family (etageboliger)

System arketyper	Separat indsamling	Behandling af restaffaldet			
		WtE: <i>Forbrænding (energi- udnyttelse)</i>	CS-ADwet: <i>Central sortering + våd bioforgasning</i>	CS-ADdry: <i>Central sortering + tør bioforgasning</i>	CS-Biodry: <i>Central sortering + biologisk tørring</i>
System 0	Eksisterende ordninger	0-WtE	0-CS-ADwet	0-CS-ADdry	0-CS-Biodry
System 1	Eksisterende ordninger + bioaffald SF	1-WtE	1-CS-ADwet	1-CS-ADdry	1-CS-Biodry
System 2	Eksisterende ordninger + bioaffald SF og MF	2-WtE	2-CS-ADwet	2-CS-ADdry	2-CS-Biodry
System 3	2-strøms kildeopdeling	3-WtE	3-CS-ADwet	3-CS-ADdry	3-CS-Biodry
System 4	2-strøms kildeopdeling + bioaffald SF	4-WtE	4-CS-ADwet	4-CS-ADdry	4-CS-Biodry
System 5	2-strøms kildeopdeling + bioaffald SF og MF	5-WtE	5-CS-ADwet	5-CS-ADdry	5-CS-Biodry

2.1.4.1 Overordnede system arketyper baseret på ændringer i kildesortering

System 0 – ingen ændringer i kildesortering

Dette system er baseret på de eksisterende indsamlingsordninger i området, og afspejler dermed dataindsamlingen (reference år 2013) i forhold til den nuværende indsamling og håndtering af genanvendelige materialer og restaffald i de fynske kommuner. Dette indeholder således en mindre mængde bioaffald, som indsamles og komposteres i to af kommunerne.

System 1 – Kildesortering af bioaffald hos enfamilieboliger

I dette system sker der ingen ændringer af de eksisterende ordninger til indsamling af genanvendelige materialer, derimod tilføjes indsamling af bioaffald hos alle enfamilieboliger i Fyns-området. Eksisterende ordninger til indsamling af organisk affald tilsidesættes hermed også til fordel for denne ændring. Kildesorteringseffektiviteten for bio-fraktionen er konservativt estimeret til 60 % (af det genererede madaffald). Typisk findes 1-10 vægt-% fejlsorteret materiale i det kildesorterede bioaffald (Bernstad et al., 2013, Hansen et al., 2007), som bør fjernes før våd bioforgasning. I denne modellering er der anvendt en fejlsorteringsprocent på 5 (vægt-%), og forbehandlingen består af en våd pulpning og udskillelsesproces (Lorentzen et al., 2013, Naroznova et al., 2013).

Rejektet fra forbehandlingen sendes til forbrænding, hvorimod den udvundne biomasse (biopulp med et tørstofindhold på 15 %) tilføjes et lokalt biogasanlæg (mono-forgasning), hvori det antages at udbyttet af metan vil være 350 Nm³ per ton organisk tørstof (volatile solids, VS) (Davidsson et al., 2007). Den producerede biogas opgraderes til at have en kvalitet svarende til naturgas, og betegnes herefter som biometan. Biometan kan lagres på gasnettet og kan herved benyttes efter behov. Opgradering af biogas er tilføjet på basis af data fra Bernstad og Jansen (2011). Fleksibel brug af biometan til produktion af elektricitet blev modelleret ved brug af gasmotorer med en effektivitet på hhv. 40 % el og 45 % varme.

Det sekundære output fra biogas produktionen er en rådnerest. Denne kan lagres og ved passende lejlighed påføres landbrugsjord som en organisk gødning (jordforbedring), hvormed kvælstof (N), fosfor (P) og kalium (K) mineraler delvist kan substitueres. Modelleringen af opmagasinering af rådneresten, anvendelse på landbrugsjord, substitution af konventionel gødning og ændringer af jordens indhold af kulstof er delvist baseret på Hamelin (2013) arbejde.

System 2 – Kildesortering af bioaffald hos både enfamilie- og etageboliger

Dette system svarer til system 1 med den tilføjelse, at bioaffaldet her indsamles hos alle husstande i oplandet dvs. både enfamilie- og etageboliger. Kildesorteringseffektiviteten for bioaffald hos etageboliger er sat til 50 %. Bioaffald indsamlet ved etageboliger er typisk mere forurenet end det fra enfamilieboliger, og der arbejdes derfor med et forureningsniveau på 10 vægt-% i modelleringen. Derudover matcher håndteringen den beskrevet i system 1.

System 3 – 2-strøms kildeopdeling af genanvendelige materialer

I dette system erstattes den eksisterende indsamling af genanvendelige materialer med én ny og ensartet ordning. Denne er en 2-strøms kildeopdelingsordning (DuoFlex), som allerede ses indført i flere jyske kommuner, og som en af de fynske kommuner desuden for nyligt er gået over til at benytte.

2-strømsindsamlingen består af: (1) en blandet strøm af papir, pap og plast folie, og (2) en blandet strøm af glas, metal og hård plast emballage. Hos enfamilieboliger indsamles de to strømme i en 2-kamret beholder

ved husstanden, som tømmes af en særlig 2-kamret indsamlingsbil. Hos etageboliger stilles i stedet store beholdere til rådighed. De to strømme sorteres efterfølgende i enkelt materialer i et specialiseret sorteringsanlæg (Dansk Affald, Vojens, Danmark) og sælges herefter på det internationale marked.

Kildesorterinseffektiviteterne for de seks individuelle materialer i denne ordning er baseret på Cimpan et al. (2015b).

I dette system er der ikke indsamling af bioaffald på nær i de to kommuner, som allerede har en delvis indsamling af bioaffald.

System 4 – 2-strøms kildeopdeling af genanvendelige materialer og bioaffald hos enfamilieboliger

Dette system vedholder det tidligere præsenterede system med 2-strøms indsamling af kildeopdelte genanvendelige materialer (beskrevet i system 3), og desuden tilføjes indsamling af bioaffald hos enfamilieboliger. Karakteren og håndteringen af bioaffaldet er svarende til den præsenteret i system 1.

System 5 – 2-strøms kildeopdeling af genanvendelige materialer og bioaffald hos både enfamilie- og etageboliger

Det sidste system afspejler alle de ændringer, der er præsenteret i de to tidligere præsenterede systemer, med tilføjelse af indsamling af bioaffald hos etageboliger. Alle kildesorterede strømme er håndteret som beskrevet i de forgående systemer.

2.1.4.2 Systemvarianter baseret på håndtering af restaffaldet

WtE – Restaffald til forbrænding (energiudnyttelse)

I denne første variant sendes restaffaldet til de tre respektive affaldsforbrændingsanlæg som pt står for håndteringen af restaffaldet indsamlet i Fyns-området (præsenteret i Del 1). Anlæggenes energiudnyttelse (el og varme) er baseret på grønne regnskaber/ årsrapporter (2012-2013) fra de tre anlæg.

CS-ADwet – Restaffald til central sortering (CS), organisk behandling og våd bioforgasning

Selvom fremtidige aftaler mellem kommuner og affaldsforbrændingsanlæg er svære at forudsige, antages det i denne undersøgelse af al det generede restaffald vil blive håndteret inden for affaldsoplandets grænser.

I denne variant sendes al restaffaldet til et centralt sorteringsanlæg i Odense. Her undergår det en række mekaniske og automatiserede separationsprocesser med det formål at få tre materiale outputs: (1) metal- og plastkoncentrater til materiale genanvendelse, (2) lagerbart brændsel/RDF (refused derived fuel) til energiproduktion og (3) en biopulp til bioforgasning.

(1) og (2) udgør et generelt mål også for de følgende to systemvarianter. (3) derimod er det definerende aspekt for denne systemvariant. I denne variant vil strømmen af koncentreret organisk materiale fra den mekaniske separation blive behandlet ved pulpning tilsvarende den forbehandlingsproces, det kildesorterede bioaffald undergår. Outputtet er dermed en raffineret organisk pulp, som efterfølgende anvendes i en våd bioforgasning.

Rådneresten afvandes tilsvarende metoden, der anvendes på spildevandsslam, og slamresten transporteres til det nærmeste forbrændingsanlæg (Odense).

RDF'et fra den centrale sortering blev modelleret som fuldt udnyttet i energiproduktion i Odenses affaldsforbrændingsanlæg. I realiteten ville det være muligt at transportere og anvende RDF'et i Svendborg. I modelleringen er Odense dog valgt som standard, primært på grund af den højere energieffektivitet/energiudnyttelse og anlæggets placering.

CS-ADdry – Restaffald til CS og tør bioforgasning af den organiske fraktion

I denne variant sendes al restaffaldet ligeledes til et centralt sorteringsanlæg i Odense. Output (3) repræsenterer en strøm af koncentreret organisk materiale, som fødes direkte (uden yderligere behandling) til en tør bioforgasningsprocesenhed nær ved. Rådneresten fra denne proces afbrændes efterfølgende på det lokale forbrændingsanlæg.

CS-Biodry – Restaffald til CS og biologisk tørring af den organiske fraktion

I denne variant sendes al restaffaldet også til et centralt sorteringsanlæg i Odense. Output (3) repræsenterer en strøm af koncentreret organisk materiale, som fødes direkte (uden yderligere behandling) til en biologisk tørringsenhed på stedet. I denne proces omsættes (nedbrydes) dele af det let nedbrydelige organiske materiale og vandindholdet i materialestrømmen reduceres til 20-25 %. Det endelige output er et RDF-produkt, som balleteres (wrappes i plastfolie) og opmagasineres til senere anvendelse i energiproduktion.

2.1.5 Baggrundssystemer

De alternative forgrundssystemer, og de tilhørende variationer beskrevet i det forgående afsnit, er modelleret med udgangspunkt i de baggrundssystemer, hvori det eksisterer og med hvilke de interagerer. De væsentlige baggrundssystemer omhandler:

- Energisystemer for varme og elektricitet
- Gyllebaserede biogasanlæg, landbrugsjord og produktion af mineralsk gødning
- Produktion af jomfruelige materialer
- Jomfruelig biomasseproduktion og oprindelsen af denne biomasse
- Alternativ håndtering af affald fra deponi/lossepladser i scenarier med import af affald

Samspillet med disse baggrundssystemer er af afgørende betydning, og derfor er den formodede karakter af baggrundssystemerne afgørende for resultaterne. Vi ved dog også, at disse baggrundssystemer ændrer sig over tid, og nogle af de centrale systemer såsom energisystemet, jomfruelig biomasseproduktion og affaldshåndteringssystemer i almindelighed (herunder deponering) forventes at ændre sig markant i de kommende år. For at sikre et solidt sammenligningsgrundlag for de alternative affaldshåndteringssystemer og give en pålidelig og grundig vurdering som beslutningsgrundlag til evt. investeringer, må vi således sammenligne alternativerne mod disse baggrundssystemer, som de forventes at udvikle sig over tid.

2.1.5.1 Kontinuerlig og fleksibel produktion af varme og elektricitet

I denne undersøgelse placerer vi affaldsbaseret energiproduktion i to kategorier: kontinuerlig og fleksibel. Kategoriseringen er vigtig, da både systemer for varme og elektricitet responderer forskelligt på kontinuerlige og fleksible outputs af el/varme til energinettet. Kontinuerlig produktion vil erstatte én type af elektricitet eller varme, hvorimod fleksibel produktion (dvs. en produktion der specifikt forsyner nettet i de perioder, hvor der er størst efterspørgsel efter varme/el) vil erstatte en anden type varme/el. Definitionerne for energien fra affald er som følger:

- **Kontinuerlig elektricitet** eller baseload strømproduktion er forbundet med kraftværker med kontinuerlig drift og levering af elektricitet i løbet af året, kun med pauser i forbindelse med planlagt service eller vedligeholdelse. Strøm produceret på baggrund af affaldsforbrænding falder hovedsageligt under denne kategori. Dog er det muligt for moderne forbrændingsanlæg at justere deres drift betydeligt i løbet af få timer ved at sænke eller øge deres kapacitet (mellem 70 % og 100 % belastning) og nogle gange ved at justere forholdet mellem varme- og el-produktion (kondensationsanlæg). Af den årsag, er der i blevet anvendt en fleksibilitetsfaktor forbundet med affaldsforbrændingsanlæggene i systemerne.
- **Fleksibel elektricitet** repræsenterer regulerbar strømproduktion og er forbundet med kraftværker, der kan operere baseret på efterspørgslen på markedet, dvs. de har mulighed for at starte op og lukke ned i løbet af få minutter. Biometan lagret på naturgasnettet eller lignende, forventes at kunne bidrage til en sådan produktion i fremtiden.
- **Kontinuer varme** står for varme genereret fra affaldsforbrænding (sammen med el) og genereret ved udnyttelse af biometan. I sidstnævnte tilfælde er varme mere eller mindre et biprodukt af den fleksible elektricitetsproduktion, men den har som varme ikke nogen fleksible egenskaber. Kontinuer varmeproduktion antages, i alle tidsperspektiver, at undgå en blanding af marginal kontinuerlig og fleksibel varmeproduktion vekslende mellem årets hhv. varme og kolde sæsoner i et forhold på 50:50.
- **Fleksibel varme** står for varme produceret på affaldsforbrændingsanlæggene i forbindelse med afbrænding af RDF. Det antages, at de lagerbare egenskaber i RDF brændslet prioriteres, således at det gemmes til varmeproduktion i de kolde sæsoner, hvorved den fleksible varmeproduktion vil undgå produktion af den respektive varme marginal i vinterhalvåret. Produceres der elektricitet i forbindelse med forbrændingen af RDF, vil denne kategoriseres på samme vis som elektricitet produceret ved konventionel affaldsforbrænding (dvs. kontinuerlig).

2.1.5.2 Tidsperspektiver

Som tidligere introduceret, undergår baggrundssystemerne omkring de danske affaldshåndteringssystemer omfattende strukturelle ændringer. Som den vigtigste kan nævnes den gradvise overgang fra et fossilbaseret energisystem til et baseret på vedvarende energier. Ændringer i infrastrukturen relateret til affaldshåndtering indebærer betydelige investeringer, som typisk genvindes ved at maksimere levetiden. For eksempel kan anlægs levetid strække sig fra 20 år (sorteringsanlæg) til 30-40 år (forbrændingsanlæg). Det er derfor afgørende at overveje de fremtidige ændringer i baggrundssystemerne, når der skal træffes beslutninger vedrørende affaldshåndtering for på den måde at undgå lock-in effekter.

Den anvendte tidshorisont i dette arbejde strækker sig fra 2012 til efter 2050. Tidslinjen er blevet delt i fire intervaller baseret på de vigtigste milepæle i den danske energipolitik, dvs. 2012-2020, 2020-2035, 2035-2050 og efter 2050. Nøglepunkterne er som følger, at: (1) vindkraft udgør 50 % af elforbruget i 2020, (2) kul er fuldstændigt udfaset i 2030, og (3) al el og varme er baseret på vedvarende energikilder i 2050. Dog forventes det at ambitionerne sænkes en smule med den nye regering (efteråret 2015), hvorfor baggrunds energimarginalerne i den fjerde tidsperiode er modificeret sammenlignet med Wenzel et. al. (2014), hvorved en mindre andel af fossil brændsel anvendes indtil 2050. Tidsperioden efter 2050 repræsenterer dermed et scenarie bestående udelukkende af vedvarende energier.

Fleksibilitetsfaktorer forbundet med affaldsforbrænding indikerer, hvor meget af den producerede energi, der antages at erstatte anden regulerbar energi på markedet. Disse faktorer var forbundet med de forskellige tidsperspektiver som følger: 30 % i nær-fremtid, 15 % i fremtid og 5 % efter 2050. Disse faktorer er grove antagelse, som antager at "window of opportunity" over tid vil blive mindre, dvs. de tidspunkter, hvor forbrænding kan bidrage med fleksibel energi. Disse tidspunkter vil blive reduceret i takt med, at vedvarende energier (vind og sol) dækker mere af det tidlige energiforbrug.

Tabel 9: De fire tidsintervaller og de dertilhørende baggrundsmarginaler for el og varme

		Electricity	Heat
2012-2020 Nutidig	<i>Kontinuerlig</i>	100 % kulkraft	100 % naturgas
	<i>Fleksibel</i>	100 % kulkraft	100 % naturgas
2020-2035 Nær-fremtid	<i>Kontinuerlig</i>	10 % kulkraft, 5 % naturgas, 18 % biomasse ⁶ , 2 % solenergi og 64 % vindkraft	50 % varmepumper og 50 % naturgas
	<i>Fleksibel</i>	100 % kulkraft	100 % naturgas
2035-2050 Fremtid	<i>Kontinuerlig</i>	5 % kulkraft, 5 % naturgas, 15 % biomasse ⁷ og 75 % vind- og solkraft	50 % varmepumper, 25 % biomasse og 25 % naturgas
	<i>Fleksibel</i>	25 % kulkraft, 25 % naturgas og 50 % biomasse ⁷	50 % biomasse og 50 % naturgas
Efter 2025	<i>Kontinuerlig</i>	100 % vind- og solkraft	80 % varmepumper og 20 % biomasse
	<i>Fleksibel</i>	100 % biomasse ⁷	100 % biomasse

2.1.5.3 Kildesorteret bioaffald som co-substrat i gyllebaserede fællesanlæg

Som udgangspunkt forgasses det kildesorterede bioaffald fra husholdningerne i dertil dedikerede anlæg (mono-forgasning). Med de danske mål om øget gyllebaseret biogasproduktion taget i betragtning, er det dog værdifuldt at undersøge og kvantificere de mulige fordele, der vil være i at anvende bioaffald til at nå disse mål.

I Danmark er det sat som mål at anvende 50 % af husdyrgødningen i biogasproduktion i 2020, sammenlignet med den nuværende udnyttelse på 7-8 %. Under de eksisterende rammebetingelser viser forudsigelser/projektioner, at blot mellem 20 og 35 % vil blive udnyttet indtil 2020 (Jacobsen et al., 2013). En af de største barrierer i udvidelsen er relateret til biomasse, dvs. det er i stigende grad svært at finde egnet biomasse som supplement til gyllen for at opnå en tilstrækkelig og økonomisk fornuftig/rentabel biogasproduktion.

I et "konsekvens-perspektiv" vil det kildesorterede bioaffald fra husholdningerne kunne fungere som et co-substrat til gyllebaserede fællesanlæg, hvorved det er muligt at udvide sektoren og anvende mere gylle til forgasning og/eller substituere brug af andet marginal co-substrat såsom energiafgrøder. Det først nævnte kan være gyldigt i alle tre tidsintervaller, under den forudsætning at 100 % brug af gylle i biogasproduktion ikke er opnået i 2050.

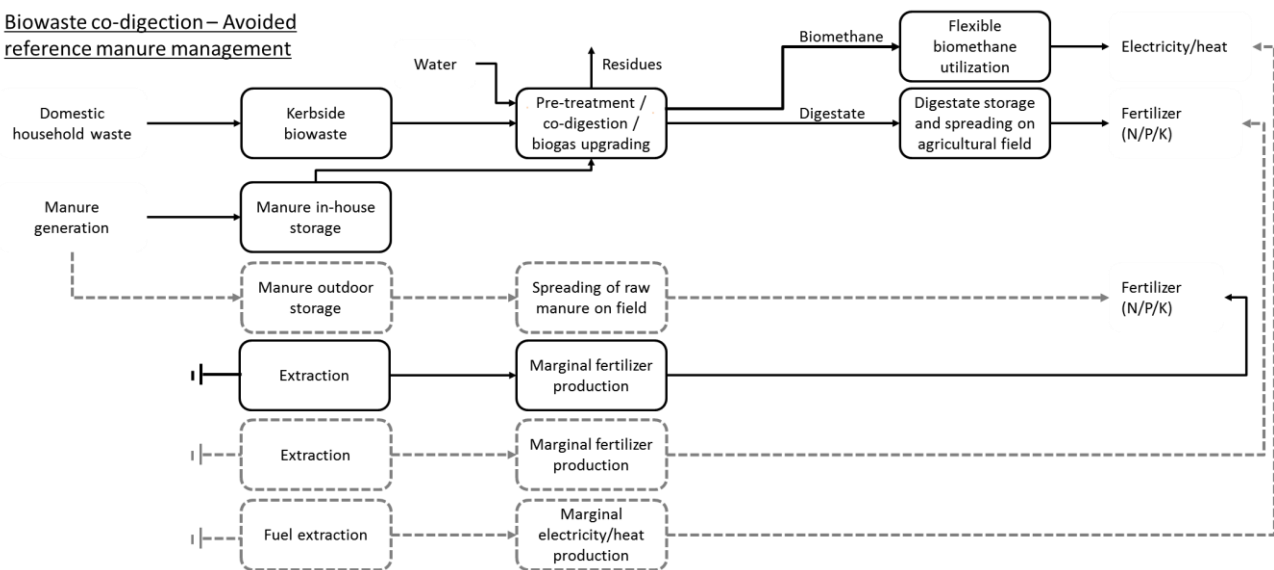
⁶ Biomasse marginalen er anvendt i direkte produktion af kraftvarme (forbrænding)

⁷ Biomassen antages anvendt i en forgasningsproces med såkaldt syntegas-reforming til SNG brugt til fleksibel el-produktion

Håndtering af kildesorteret bioaffald via fællesforgasning er modelleret sideløbende med mono-forgasning (udgangspunktet). I varianten med fællesforgasning undgås konventionel håndtering af gylle eller produktion af alternative co-substrater såsom majs (energiagrøder).

Baseret på rationale for konsekvens LCA vil besparelser og byrder forbundet med den øgede gyllebaserede biogasproduktion vægtes imod byrder og besparelser forbundet med konventionel håndtering af gyllen. Denne inkluderer opbevaring og anvendelse på jord uden yderligere behandling, som beskrevet i Hamilin et al. (2013).

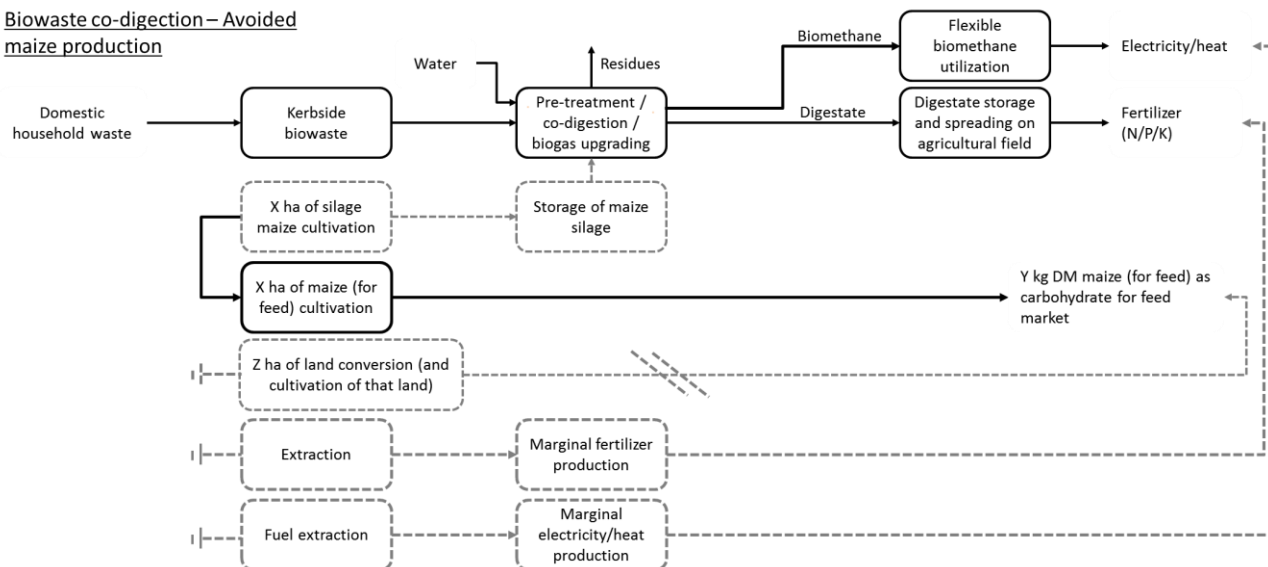
Biowaste co-digestion – Avoided reference manure management



Figur 13: PFD udklip som illustrerer gyllebaseret fællesforgasning af bioaffald, hvilket leder til fortrængt konventionel håndtering af gylle; fuldt optrukket linjer indikerer forgrunds- og inducerede processer/systemer, hvorimod stiplede linjer indikerer fortrængte flows og processer (forbundet med baggrundssystemet).

Selvom brugen af energiagrøder som co-substrater allerede er ved at blive begrænset, forventes det stadig, at energiagrøder kan spille en rolle selv på langt sigt. I denne undersøgelse er majs blevet brugt som repræsentant for energiagrøder. Byrder og besparelser forbundet med brugen af bioaffald som co-substrat er således blevet vægtet imod brugen af majs, som særligt forbindes med både direkte og indirekte ændringer af arealanvendelse. Substitutionsforholdet mellem bioaffald og majs er baseret på metanudbyttet.

Biowaste co-digestion – Avoided maize production



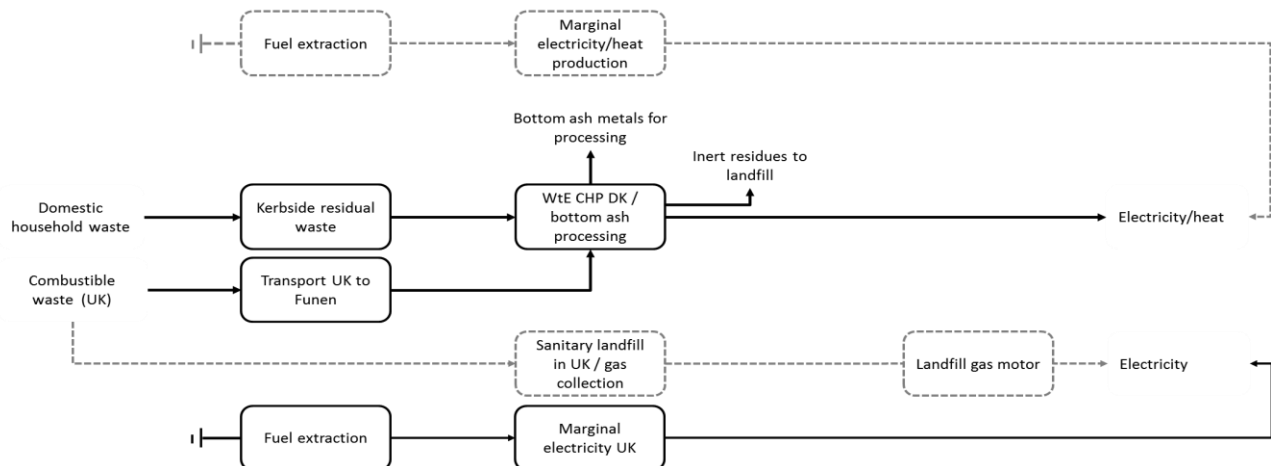
Figur 14: PFD udklip som illustrerer gyllebaseret fællesforgasning af bioaffald, hvilket leder til fortrængt produktion af majs (som energiforgrøde); fuldt optrukket linjer indikerer forgrunds- og inducerede processer/systemer, hvorimod stiplede linjer indikerer fortrængte flows og processer (forbundet med baggrundssystemet).

2.1.5.4 Kaskadeeffekter – Import af forbrændingseget affald

Under forudsætning af at det eksisterende affaldshåndteringssystem (reference systemet) i Fyns-området fungerer under stabile forhold (fuld udnyttelse af nuværende infrastruktur), vil enhver ændring imod øget genanvendelse, ved hjælp af øget kildesortering og/eller central sortering af restaffaldet, frigøre forbrændingskapacitet i affaldsforbrændingsanlæggene i systemet. Dette medfører en "efterspørgsel" efter forbrændingseget affald på disse anlæg, eller nærmere en kapacitet, der gør det muligt at modtage og håndtere mere affald.

Cimpan et al. (2015) identificerede import af forbrændingseget affald til at stamme fra lande, som stadig deponerer store dele af det kommunale affald, som værende det der sandsynligvis ville reagere på den frigjorte forbrændingskapacitet i Danmark. I denne undersøgelse er kaskadeeffekter blevet inkluderet i forbindelse med det nutidige (2012-2020) samt det nær-fremtidig tidsinterval (2020-2035).

Cascading effect – Combustible waste import



Figur 15: Udsnit af proces flow diagram som illustrerer effekten forbundet med import af affald; fuldt optrukket linjer indikerer forgrunds- og inducerede processer/systemer, hvorimod stiplede linjer indikerer fortrængte flows og processer (forbundet med baggrundssystemet).

Kaskadeeffekterne er modelleret som forbehandling af brændbart affald eksporteret fra Storbritannien (her anvendes Storbritannien som repræsentant for lande, der stadig deponerer kommunalt affald) inkl. sø- og landtransport til Fyn samt energiudnyttelse i de fynske/regionale affaldsforbrændingsanlæg. Drivhuseffekten forbundet med disse aktiviteter er hovedsageligt blevet målt ud fra fordelene ved produktion af kraftvarme fra det importerede affald samt den undgåede håndtering af det forbrændingsegnete affald i Storbritannien. For at repræsentere et interval, i forhold til effektivitet (og dermed miljømæssige effekter) relateret til håndteringen af forbrændingsegnet affald, er to muligheder blevet modelleret:

- (1) Forbrændingsegnet affald deponeres på losseplads med høj indsamling af gas og udnyttelse af gassen i gasmotorer til produktion af elektricitet;
- (2) Forbrændingsegnet affald deponeres på losseplads med gennemsnitlig indsamling af gas med efterfølgende "flaring" (dvs. afbrænding uden energiudnyttelse) af den indsamlede gas

De to muligheder er modelleret som beskrevet i Cimpan et al. (2015). Mængder af importeret affald blev beregnet på basis af det manglende (afledte) energiinput til de tre forbrændingsanlæg i systemet i hver systemvariant.

2.1.5.5 Marginal biomasse i fremtidig energiproduktion

Biomassemarginale er anvendt i opbygningen af nær-fremtid og fremtidige energimix, samt elektricitet- og varmemarginale. Modellen tillader brug af forskellige biomassemarginale. Carbon footprint faktorerne der er anvendt i dette arbejde er præsenteret i Tabel 10 og er stammer fra Wenzel et al. (2014).

To forskellige perspektiver er overvejet med hensyn til biomassemarginale:

- (1) En progressiv biomassemarginale, hvilken afspejler en stigende efterspørgsel efter biomasse over tid. I dette perspektiv er marginalen i form af skovudtynding i det nutidige og nær-fremtidige tidsperspektiv, plantage på savanne med høj kulstoflagring i det fremtidige perspektiv samt høst fra eksisterende tropiske skove i tidsperspektivet efter 2050.

- (2) En ”beskiddt” biomasse marginal, som afsejler brug af biomasse med et stort carbon footprint i alle fire tidsperspektiver; nemlig høst fra eksisterende boreale skove.

Tabel 10: Carbon footprint faktorer for biomasse marginalen anvendt i de fire tidsperspektiver

	Progressiv biomasse marginal		Dirty biomass marginal	
	100 års afskrivning (kg CO ₂ per MJ)	20 års afskrivning (kg CO ₂ per MJ)	100 års afskrivning (kg CO ₂ per MJ)	20 års afskrivning (kg CO ₂ per MJ)
Nutidig (2012-2020)	0	0	0,074	0,153
Nær-fremtid (2020-2035)	0	0	0,074	0,153
Fremtid (2035-2050)	0,009	0,043	0,074	0,153
Efter 2050	0,041	0,123	0,074	0,153

Oparbejdning af affaldspapir og pap til sekundær pulp medfører en reduktion i brugen af primær (jomfruelig) papirpulp. Marginalen for biomasse anvendt i produktion af pulp (og dermed undgået produktion) antages for at stamme fra ”plantage på skovareal – tropisk klima” jf. Reinhard et al. (2010).

2.1.6 Livscyklusopgørelse (LCI)

2.1.6.1 Karakterisering af affaldsstrømmen

Sammensætningen og karakteristikken af det genererede husholdningsaffald jf. den funktionelle enhed blev udarbejdet som følger:

- Detaljerede informationer om affaldsstrømmene fra hver kommune blev samlet og afspejler herefter det totale flow i området;
- Sammensætningen af dagrenovationsaffaldet (restaffaldet) er blevet beskrevet ud fra data fra litteraturen, i dette tilfælde den detaljerede karakteristik af dansk affald fra Petersen og Domela (2003), som ligeledes afspejler forskelle mellem enfamilie- og etageboliger;
- Forholdet mellem husstandstyper i Fyns-området (Del 1) og den ugentlige affaldsgenerering fundet i Petersen og Domela (2003) er blevet brugt til at fastlægge overordnet hvor meget affald, der genereres i de to typer af husstande (Tabel 11);

Sidst men ikke mindst er data fra Riber et al. (2009) anvendt i beskrivelsen af den kemiske karakteristik af affaldsfraktionerne (Tabel 12,

- Tabel 13).

Tabel 11: Affald genereret total og fordelt mellem enfamilie- (SF) og etageboliger (MF)

	Total genereret		Total genereret SF		Total genereret MF	
	ton/år	Vægt-%	ton/år	Vægt-%	ton/år	Vægt-%
Bio-fraktion	58.095	37 %	45.669	38 %	12.426	34 %
Papir	34.485	22 %	26.337	22 %	8.148	23 %
Pap	12.782	8 %	9.908	8 %	2.874	8 %
Drikkevarekartoner (tetrapak)	2.599	2 %	2.081	2 %	517	1 %
Plast folie	6.544	4 %	4.826	4 %	1.718	5 %
Hård plast	6.977	4 %	5.567	5 %	1.410	4 %
Glas	11.187	7 %	8.571	7 %	2.616	7 %
Jern (Fe-metal)	4.763	3 %	3.699	3 %	1.064	3 %
Aluminium	1.699	1 %	1.319	1 %	380	1 %
Andre NF-metaller	376	0 %	293	0 %	84	0 %
Rest	17.501	11 %	12.590	10 %	4.912	14 %
Total	157.007	100 %	120.860	100 %	36.147	100 %

Tabel 12: Kemisk karakteristik af affaldsfraktionerne genereret hos enfamilieboliger (SF)

	LHV (MJ/kg vv)	H2O (% vv)	TS (% vv)	VS (% vv)	C-bio (% vv)	C-fossil (% vv)	Aske (% vv)	N (% vv)	P (% vv)	K (% vv)
Bio-fraktion	4,33	68,65	31,35	28,54	15,21	0,19	2,80	0,99	0,14	0,30
Papir	12,59	9,51	90,49	72,90	34,90	0,17	17,59	0,17	0,01	0,06
pap	13,84	19,14	80,86	74,15	30,66	6,40	6,71	0,18	0,02	0,04
Drikkevare- kartoner	17,83	16,64	83,36	80,75	28,25	15,21	2,61	0,30	0,02	0,04
Plast folie	34,07	14,10	85,90	82,12	0,35	70,09	3,78	0,17	0,02	0,06
Hård plast	29,97	7,29	92,71	86,93	0,89	65,47	5,77	0,70	0,42	0,10
Glas	-0,17	7,16	92,84	0,00	0,00	0,00	92,84	0,00	0,56	0,00
Fe-metal	-0,26	10,61	89,39	0,00	0,00	0,00	89,39	0,00	0,02	0,03
Aluminium	2,69	14,11	85,89	10,74	6,76	0,07	75,15	0,18	0,03	0,06
Andre NF-metal	-0,26	10,61	89,39	0,00	0,00	0,00	89,39	0,00	0,02	0,03
Rest	10,59	25,35	74,65	48,86	21,42	6,73	25,79	0,79	0,07	0,37

Tabel 13: Chemical characteristics for waste fractions generated in multi-family residences

	LHV (MJ/kg vv)	H2O (% vv)	TS (% vv)	VS (% vv)	C-bio (% vv)	C-fossil (% vv)	Aske (% vv)	N (% vv)	P (% vv)	K (% vv)
Bio-fraktion	4,46	68,47	31,53	29,08	15,39	0,18	2,46	1,00	0,14	0,28
Papir	12,59	9,51	90,49	72,90	34,90	0,17	17,58	0,17	0,01	0,06
pap	13,17	19,58	80,42	72,62	31,12	4,71	7,80	0,17	0,02	0,04
Drikkevare- kartoner	17,83	16,64	83,36	80,76	28,25	15,21	2,60	0,30	0,02	0,04
Plast folie	34,07	14,10	85,90	82,12	0,35	70,09	3,78	0,17	0,02	0,06
Hård plast	29,98	7,30	92,70	86,88	0,92	65,44	5,82	0,71	0,42	0,10
Glas	-0,18	7,24	92,76	0,00	0,00	0,00	92,76	0,00	0,56	0,00
Fe-metal	-0,26	10,61	89,39	0,00	0,00	0,00	89,39	0,00	0,02	0,03
Aluminium	2,69	14,10	85,90	10,71	6,75	0,07	75,19	0,18	0,03	0,06
Andre NF-metal	-0,26	10,61	89,39	0,00	0,00	0,00	89,39	0,00	0,02	0,03
Rest	10,33	28,38	71,62	47,39	21,37	6,31	24,23	0,77	0,06	0,35

2.1.6.2 Kildesorteringseffektivitet

I systemerne 3, 4 og 5 er kildesorteringseffektiviteten hos borgerne i forbindelse med den nye 2-strøms kildeopdeling af genanvendelige materialer estimeret på baggrund af eksisterende viden fra danske og svenske studier såsom Dahlen og Lagerkvist (2010), Dahlen et al. (2007), Dansk Affald (2014) og Møller et al. (2013b).

Tabel 14: Kildesorteringseffektiviteter relateret til 2-strømsindsamlingen og indsamling af bioaffald

	Bio- fraktion	Papir	Pap	Plast folie	Hård plast	Glas	Fe-metal	NF-metal
Etageboliger	50 %	80 %	60 %	40 %	40 %	80 %	50 %	60 %
Enfamilieboliger	60 %	90 %	70 %	50 %	50 %	90 %	60 %	70 %

2.1.6.3 Indsamling og transport

Indsamling og transport er vigtige kilder til drivhusgasemissioner, og der er derfor vigtigt at medregner sådanne aktiviteter igennem systemerne. I denne undersøgelse er alle transportaktiviteter i systemerne så vidt muligt medregnet. Det inkluderer: (1) affaldsindsamling, (2) privat transport til genbrugspladser, (3) transport mellem aktører, (4) langdistance transport til endelig oparbejdning, forbrænding eller deponi.

Indsamling af kildesorterede materialer inkluderer dieselforbrug ved start, indsamling ved husstandene samt aflevering ved det givne behandlingsanlæg. Brændstofforbruget forbundet med indsamling af restaffald (og bioaffald) er blevet estimeret til 7,3 L/ton med udgangspunkt i den information kommuner og vognmænd har bidraget med (vægtet gennemsnit). Sammenlignet med eksisterende studier (Larsen et al., 2009) er dette en smule højt, hvilket sandsynligvis skyldes at start og stop er inkluderet her, såvel som det faktum at affaldet ikke omlæsses til større lastbiler, hvorved indsamlingsbiler med dårligere brændstoføkonomi bruges over længere afstande, hvorved brændstofforbruget per ton affald vil øges.

Brændstofforbruget forbundet med indsamling af flere geneanvendelige materialer er estimeret på baggrund af indsamlede data fra kommunerne; 13,9 L/ton. Indsamling af rene papir fraktioner (papir og pap) er baseret på data fra Odense kommune, hvilket giver et brændstofforbrug på 4,9 L/ton. Brændstofforbruget i indsamlingen ved kuber (miljøstationer) er beregnet til 9,0 L/ton på baggrund af de indsamlede informationer. Sidst men ikke mindst forbruges der 13 L/ton i indsamlingen af 2-strøms kildeopdelte materialer (inklusive transport til sortering i Vojens, Assens data).

Privat transport til genbrugspladserne er medregnet på baggrund af estimater fra Sønderborg kommune; 5,6 L/ton (Cimpan et al., 2015). Dette tager højde for at kun 50 % af turen er dedikeret til at aflevere materiale på genbrugspladsen. Andre transportaktiviteter anvendt i denne undersøgelse inkluderer langdistance lastbiler (fjerntransport) med et dieselforbrug på 0,22 L/tkm (Larsen et al., 2009) og skibe med et dieselforbrug på 0,0104 L/tkm (Operation, barge tanker – Ecoinvent 3 database).

2.1.6.4 Sorteringsanlæg

Energiforbrug og proceseffektiviteter for anlæg i proceskæden er opsummeret i Tabel 15.

Tabel 15: Sorterings aktiviteter

	Genindvindings effektivitet [%]	Elektricitet [kWh/ton]	Diesel [L/ton]	Kilde
Papir/pap kvalitetskontrol	98 %	30	0,5	Merrild et al. (2009)
Glas sortering	98 %	17		Ribe Flaskecentral
Sortering af blandede metaller	98 % jern (Fe) 95 % NF-koncentrater	50	2,5	Damgaard et al. (2009)
Separation af tunge elementer	98 % aluminium 95 % andre NF-metaller	80	0,5	Wens et al. (2010)
Sortering af blandet plast	90 % of PP, PE, PET, PS	100		Christiani (2009)
2-strøms manuel sortering (papir, pap og plastfolie)	98 % papir 98 % pap 95 % plast folie	10	2	Dansk Affald A/S (2013)
2-strøms mekanisk sortering (metaller, plast og glas)	99 % jern (Fe) 95 % NF-koncentrater 90 % glas 90 % blandet plast	30	2	Dansk Affald A/S (2013)

2.1.6.5 Bioforgasning og håndtering af rådnerest

Forbehandling af bioaffald

Denne proces er baseret på Ecogi teknologien udviklet af KomTek Miljø A/S. Affaldet pulpes med kold vand, hvorved tørstof (DM) indholdet fortyndes fra 40 % til 20 %. En biopulp (7-9 % DM) ekstraheres fra separationstanken. Rejektet vaskes og vandet recirkuleres. Biopulpen opkoncentreres herefter i en skruepresse, hvorved tørstofindholdet når 13-22 % (Lorentzen et al., 2013). Biopulpen forventes at have et metanudbytte på 350 Nm³ pr. ton organisk tørstof (VS) (Davidsson et al., 2007). Energiforbruget i denne proces løber op i 30 kWh el og 0,5 L diesel per ton behandlet bioaffald (input).

Tabel 16: Transfer coefficients in the pulping process

Fraktion	Til bioslam (%vv)	Til rejektet (%vv)
Bio	93 %	7 %
Papir	93 %	7 %
Pap	93 %	7 %
Drikkevarekartoner	75 %	25 %
Plast folie	1 %	99 %
Hård plast	1 %	99 %
Glas	1 %	99 %
Fe-metal	1 %	99 %
Aluminium	1 %	99 %
Andre NF-metaller	1 %	99 %
Rest	20 %	80 %

Mono-forgasning og gyllebaseret fællesforgasning (undgået konventionel håndtering af gylle)

Mono-forgasning af kildesorteret bioaffald samt fællesforgasning med gylle er blevet modelleret med udgangspunkt i systemet beskrevet i Hamelin et al. (2014) og Hamelin et al. (2011), dvs. en fuldstændig omrørt hovedreaktor, der opererer under mesofile forhold, udstyret med en efterfølgende reaktor hvorfra der indsamles yderligere 10 % metan. Den producerede biogas antages at indeholde 65 % CH₄ og 35 % CO₂, med en massefylde på 1,158 kg/Nm³ biogas. I systemvarianter med fællesforgasning er det beregnet, at systemerne i gennemsnit tillader brug af gylle i forholdet 60:40 med bioaffald. Dette blev bestemt på basis af at have et tørstofindhold på 10 % i input blandingen efter det første trin i forgasningen (Hamelin et al., 2011, 2014) og et C:N forhold mellem 10 og 30. Metanudbyttet for gylle er her 319 Nm³ per ton organisk materiale (VS).

Undgået konventionel håndtering af gylle, dvs. opbevaring og anvendelse på jord, er modelleret jf. Hamelin et al. (2014).

Gyllebaseret fællesforgasning – fortrængt produktion af majs

Majsensilage er i denne undersøgelse repræsentant for energiafgrøder, da det har et højt udbytte samt en høj kulstofomsætnings-effektivitet. I denne undersøgelse fortrænges de byrder der er forbundet med produktion af majs, når i stedet kildesorteret bioaffald fællesforgasses med gyllen.

Majs anses for at blive produceret i Danmark specielt til brug i bioforgasning, hvorved produktion af anden afgrøde, som her; majs til foderbrug, fortrænges. Med udgangspunkt i dette, er det modelleret at de ekstra hektar jord det kræves at dyrke majs som energiafgrøder vil fortrænge jord anvendt til produktion af majs som fødevarer. De direkte ændringer i arealudnyttelsen (DLUC), som konsekvens af at omlægge produktion fra majs til konsum til majs til energiformål, forventes at medføre ubetydelige ændringer i emissioner, og DLUC var derfor udelukket fra modellen. Faldet i dansk produceret majs til konsum vil resultere i en relativ stigning i landbrugspriser, hvilket vil skabe incitament for at øge produktionen et andet sted. En sådan stigning i produktion af afgrøder vil stamme fra både øget udbytte og omlæggelse af arealer til jordbrugsformål; det sidstnævnte går under betegnelsen *indirekte ændringer i arealudnyttelse (ILUC)*. I denne undersøgelse er de miljømæssige effekter af ILUC medregnet. Majs antages at have et metanudbytte på 382 Nm³ per ton VS. ILUC blev modelleret som beskrevet i Tonini et al. (2012), og resulterede i emissioner på 357 ton CO₂-ækv. per fortrængt ha majs til konsum, hvilket var fordelt over 20 år (dvs. en årlig udledning på 18 ton CO₂-ækv. per ha fortrængt jord per år).

Rådnerest og næringsstoffer

Når rådneresten fra biogasproduktionen anvendes på landbrugsjord, fortrænges behovet for konventionel brug af gødning delvist. I modelleringen er det antaget at næringsstofferne i rådneresten erstatter en andel mineral gødning ækvivalent med 40 % for kvælstof, 90 % for fosfor og 90 % for kalium. De samme parametre blev brugt i forbindelse med anvendelse af rådneresten fra majsbaseret biogasproduktion samt gylle på landbrugsjord.

Det resterende kulstof i rådneresten er i alle henseender modelleret som 90 % frigivet i form af CO₂ over 100 år. Dermed er det medtaget at 10 % af kulstoffet lagres i jorden.

2.1.6.6 Affaldsforbrænding og slagge håndtering

I denne undersøgelse forbrændes restaffald og rejekt fra sorteringsprocesser i affaldsforbrændingsanlæg i området. Tre forskellige anlæg står for energiudnyttelsen i det nuværende system (reference); Odense Kraftvarmeværk A/S, Svendborg Kraftvarme A/S og Energinet⁸. I de alternative systemer anvendes Odense Kraftvarmeværk som det eneste forbrændingsanlæg til energiudnyttelse af RDF.

Rejekt fra sortering af papir, pap og glas forbrændes ligeledes i Odense, da det antages at Marius Pedersen A/S står for denne sortering, hvorved rejektet vil afskaffes lokalt. 2-strøms-sorteringen af genanvendelige materialer vil foregå på Dansk Affalds facilitet i Vojens, hvorfra rejektet sendes til forbrænding på Haderslev Kraftvarmeværk (Elsam A/S). Da sortering af plast og NF-koncentratet (fra central sortering) foregår uden for Danmarks grænser, vil rejektet fra disse sendes til et europæisk forbrændingsanlæg og en gennemsnitlig energiudnyttelse er derfor anvendt.

Tabel 17: Genindvinding af elektricitet og varme fra affaldsforbrændingsanlæg

	Odense*	Svendborg**	Kolding***	Haderslev****	Gnsn. EU *****
Heat	64,1 %	71,9 %	69,2 %	49,0 %	45,9 %
Electricity	20,4 %	11,4 %	8,5 %	16,0 %	14,2 %

*Jf. Grønt regnskab fra Odense Kraftvarmeværk A/S 2013 (Vattenfall, 2013)

**Jf. årsrapport fra Svendborg Kraftvarmeværk A/S 2013 (Svendborg Kraftvarmeværk, 2014)

***Jf. Grønt regnskab fra Trekantsområdet Affaldsselskab I/S 2013, gnsn. for begge forbrændingslinjer (TAS, 2014)

****Jf. grønt regnskab fra Haderslev Kraftvarmeværk 2012 (DONG, 2012)

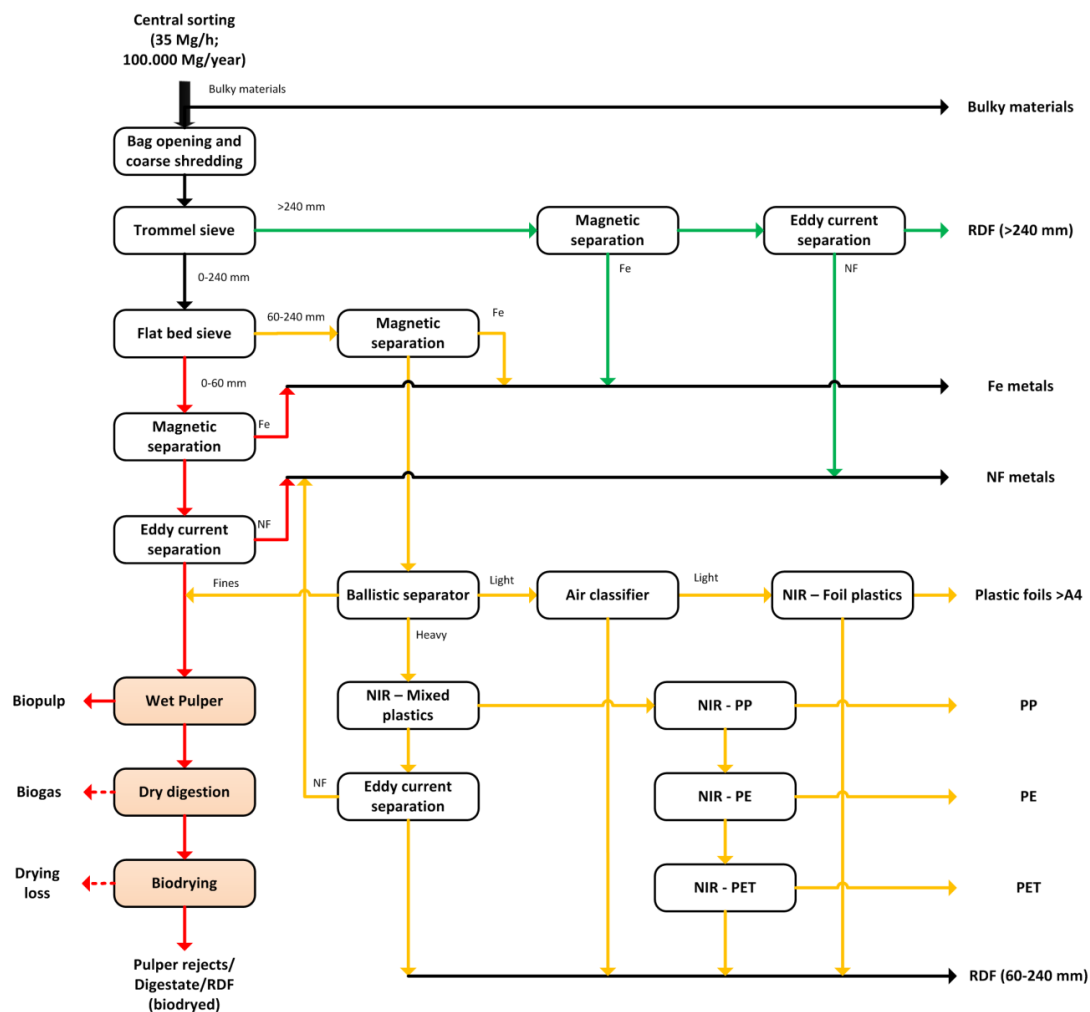
*****Gennemsnitligt europæisk forbrændingsanlæg: CEWEP (Reimann, 2009).

Restproduktet fra forbrændingsprocessen, slagge, lagres typisk i et par måneder (modning), hvorefter det sorteres for på den måde at genindvinde metaller. En oxidationskoefficient på 20 % er brugt i modellen for på den måde at tage højde for, at en væsentlig andel af metallerne, som efter forbrændingsprocessen og slaggelagring, bliver utilgængelige som følge af delvis fordampning og oxidation af overfladen (Biganzoli et al., 2012, Vries et al., 2009). State-of-the-art mekaniskbaseret sortering i Danmark opnår omkring 80 % genindvinding af jernholdige metaller (Fe) og 60 % genindvinding af ikke-jernholdige metaller (NF) (Allegrini et al., 2014).

2.1.6.7 Central sortering

I denne undersøgelse er central sortering et alternativ til direkte energiudnyttelse af restaffaldet fra husholdningerne. Den centrale sortering vil foregå i et anlæg med stort kapacitet (100.000-120.000 ton/år), og kan inddeles i to sektioner: (1) mekanisk forbehandling og automatiseret sortering, og (2) behandling af den organiske fraktion. Den sidste del (2) består, afhængig af systemvarianten, af forskellige processer, som beskrives i de følgende afsnit.

⁸ Tidligere; Trekantsområdet Affaldsselskab I/S (TAS), Kolding



Figur 16: Proces flow diagram for det centrale sorteringsanlæg til sortering af restaffald. Farvekoder: grøn – store stykker, gul – mellem størrelse, rød – finelt materiale.

Mekanisk forbehandling og automatiseret materialesortering

Forbehandlingssektionen består af en poseåbning og sigtesortering (tromlesigte og rammesigte). I sigtesorteringen inddeles input affaldet i størrelsesfraktioner: >240 mm, 80-240 mm og <80 mm. De tre strømme håndteres herefter separat. Materialet i mellemkategorien bliver også forbehandlet med vindsigte og ballistisk separation før videre sortering. Sorteringen er baseret på standard teknologier, hvor der anvendes magnetisk separation til jernholdige metaller (Fe), hvirvelstrøms-separation (eddy current) til ikke-jernholdige metaller (NF) og NIR sortering af plast (både hård plast og plast folie). Separationen af organisk materiale opnås ved mekanisk at koncentrere strømmen af finelt materiale i den indledende sigtesortering. Fraktionen af koncentreret organisk materiale håndteres herefter i den anden sektion af anlægget.

Produktion af biopulp og biogas

I denne systemvariant fødes den koncentrerede organiske masse til en våd pulper. Denne proces er tilsvarende den for forbehandling af kildesorteret husholdningsaffald. Det antages at teknologien vil fungere med samme effektiviteter med begge typer input i forhold til den givne sammensætning, som i begge tilfælde er karakteriseret ved et forureningsniveau på 10 % (ikke bionedbrydeligt materiale).

Biopulpen anvendes herefter i biogasproduktion. Selve biogasanlægget kan være en del af komplekset med det centrale sorteringsanlæg, eller det kan være et selvstændigt anlæg. Bioforgasningen er simuleret på sammen måde som for det kildesorterede bioaffald.

Tør bioforgasning

Tør bioforgasning er en anaerob forgasning af affald med et tørstofindhold mellem 20 % og 50 %. Eksisterende teknologier er egnede til håndtering af heterogent affald, og det er derfor ikke nødvendigt med forbehandling af den organiske fraktion.

Processen simuleret i denne undersøgelse er baseret på BEKON processen, hvori der anvendes gastætte boks-formede reaktorer, som opererer i et batch-mode ved mesofile temperaturer (BEKON, 2015). Biomassen fødes i reaktoren med en front-end loader og nedbrydes i et 50:50 forhold med substrat, som allerede er nedbrudt (det udgør et inokulum). Substratet vil være i reaktoren i omkring 4-5 uger, hvorefter halvdelen tages fra og den resterende halvdel agerer som inokulum for frisk input af biomasse og denne cyklus giver dermed en opholdstid på 8-10 uger. Når materialet er i reaktoren er det ikke nødvendigt med omrøring. Perkolat udskilt under fermenteringen indsamles og recirkuleres for på den måde at opretholde et fugtigt miljø i reaktoren. Reaktorens vægge og loft opvarmes for at opretholde en konstant temperatur for de mikrobielle processer.

Forbruget af elektricitet er blevet målt til at svare til 2-3 % af den potentielle elektricitetsproduktion fra den producerede biogas (Karagiannidis et al., 2008). Forgasningen af det koncentrerede organiske materiale antages at have et metanudbytte på 290 Nm³ per ton organisk materiale (VS).

Biologisk tørring

Biologisk tørring er en variation af aerob nedbrydning (kompostering) udført i lukkede reaktorer, hvorved den biologiske varme, produceret af mikroorganismer i de indledende faser af nedbrydningen, udnyttes og forstærkes således, at der ved konvektiv fordampning kan ske en hurtig fjernelse af fugt (Velis et al., 2009). Der er en del kommercielle leverandører af denne teknologi. Processen løber 5 til 15 dage (batchvis), afhængig af leverandøren.

I kontrast til klassisk kompostering, hvor målet er at opnå maksimal nedbrydning, er formålet med biologisk tørring at fjerne fugten med minimal nedbrydning af det organiske materiale. Outputet fra denne proces er dermed et materiale, som kan opmagasineres på kort sigt (som en form for RDF) (Grünekle, 2002).

I denne undersøgelse er processen modelleret på baggrund af Herhof teknologien. Substratet undergår biologisk tørring i luft- og vandtætte boksreaktorer med kapacitet på 600 m³. Påfyldning og håndtering af låget udføres automatisk ved brug af kraner. I de forskellige systemvarianter med biologisk tørring øges brændværdien af strømmen af koncentreret organisk materiale fra 4-5 MJ/kg til 11-13 MJ/kg. Samtidig reduceres fugtindholdet fra 60-65 % til ca. 20 %. I gennemsnit forbruges omkring 40 % af det organiske tørstof.

2.1.6.8 Materiale oparbejdning og fortrængt produktion af jomfruelige materialer

Håndteringen af genanvendelige materialer, både indsamlet via kildesortering og fra central sortering, foregår i raffinerings- og oparbejdningsanlæg. I de fleste tilfælde foregår disse opgaver uden for projektområdets grænser. Litteratur er derfor anvendt til at bestemme transfer og særligt materialetab i forvaltningskæden til brug i modelleringen.

Sekundære materialer konkurrer på råvaremarkedet på linje med jomfruelige materialer. Kvalitetsforskelle mellem sekundære materialer og deres jomfruelige modstykker bestemmer substitutionspotentialer mellem de to. Dette er særligt væsentligt for fiberbaserede materialer (såsom pap og papir) og plast. Oparbejdningssudbytter (dvs. der tages højde for materialetab i oparbejdningen) og substitutionspotentialer anvendt i modellen er vist i Tabel 18 nedenfor.

Tabel 18: Koefficienter for global opvarmning relateret til oparbejdning (sekundær) og fortrængt produktion af jomfruelige materialer (primær), samt oparbejdningssudbytte og substitutions potentialer anvendt i modelleringen

		CO ₂ eq. [kg/kg]	Oparbejdningssudbytte (%)	Substitutionspotentialer (%)
Papir	Sekundær	0	81 %	90 %
	Primær	1,63		
Pap	Sekundær	0	75 %	95 %
	Primær	0,97		
Glas	Sekundær	0,63	92 %	100 %
	Primær	1,42		
Fe-metaller	Sekundær	0,48	81 %	100 %
	Primær	3,01		
Aluminium	Sekundær	0,87	82 %	100 %
	Primær	16,46		
Andre NF-metaller (Cu)	Sekundær	2,52	85 %	100 %
	Primær	6,50		
Plast folie	Sekundær	0,99	75 %	70 %
	Sekundær CS	0,99	60 %	70 %
	Primær	2,27		
Hård plast	Sekundær	1,20	75 %	80 %
	Sekundær CS	1,20	60 %	80 %
	Primær	2,55		

2.2 Resultater og diskussion

Dette afsnit indeholder resultaterne af massestrøms-modelleringen samt carbon footprint vurderingen.

2.2.1 Resultater af massestrøms modellering

Denne del indeholder massestrøms-analyse præsenteret i flow diagrammer samt overvejelser omkring materiale genanvendelse og energiudnyttelse i de forskellige systemvarianter.

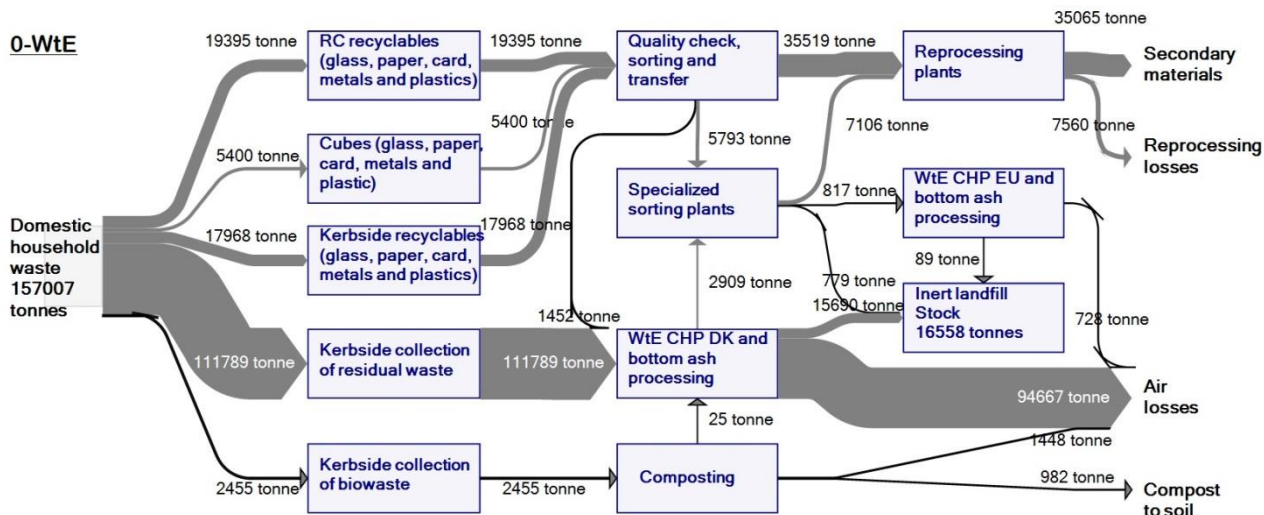
2.2.1.1 Massestrømme og funktionelle outputs i de simulerede systemer

For at visualisere de systemer, der er designet og simuleret i denne undersøgelse, er der blevet lavet en række procesflowdiagrammer (PFDs). For at repræsentere alle de markante systemvarianter er der blevet udfærdiget PFDs for systemerne 0, 2, 3 og 5 indeholdende alle systemvarianter (PFD for system 0 er vist i Figur 18 og Figur 20, og PFDs for systemerne 2, 3 og 5 findes i bilag 1⁹). System 1 og 4 er derimod ikke repræsenteret af et procesflowdiagram, da strømmene i disse i sidste ende er de samme som i system 2 og 5, hvor den eneste forskel er forbundet med graden af indsamling af bioaffald (dvs. hvorvidt der indsamles bioaffald kun ved enfamilieboliger eller ved både enfamilie- og etageboliger).

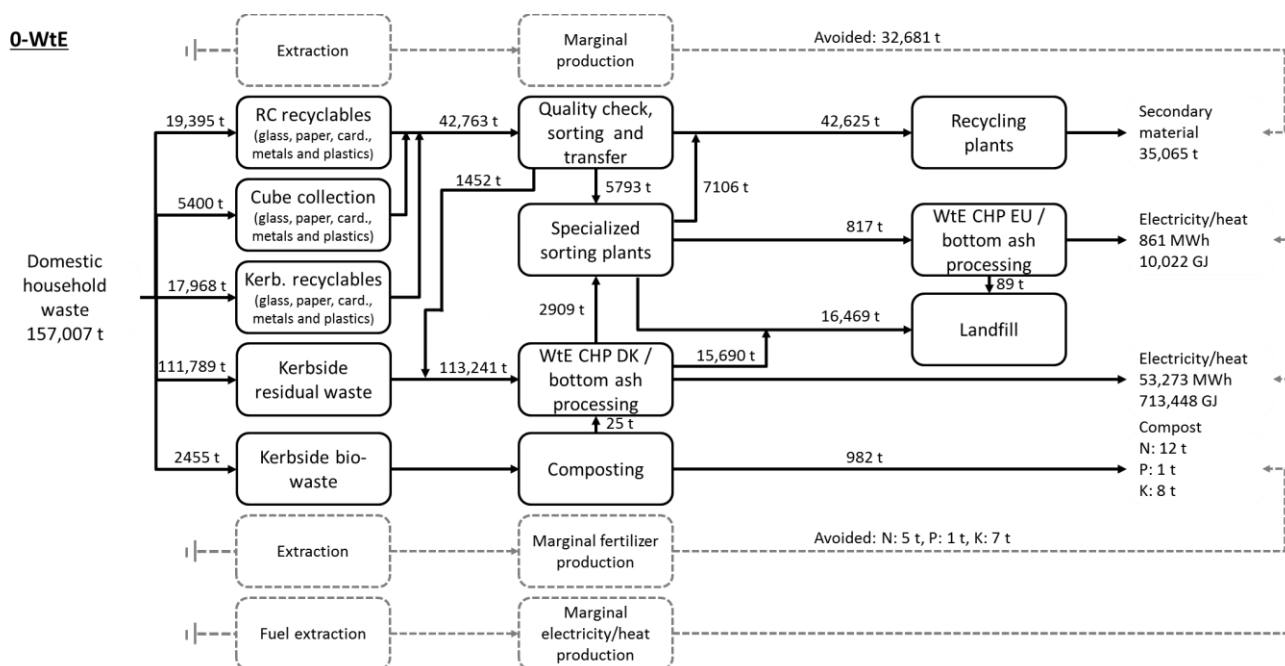
I dette afsnit er strømmene i system 0 desuden illustreret ved brug af Sankey diagrammer (Figur 17 og Figur 19). Sankey diagrammer visualiserer transfer af masse igennem et system (massebalance), som udgør rygraden i enhver systemanalyse. Dette giver et overblik over størrelsen af massestrømmene gennem systemet. Proces flow diagrammer giver på den anden side supplerende information, udover masse, såsom funktionelle outputs som energi, sekundære materialer og organisk gødning. Vigtigst af alt så anvendes proces flow diagrammer til at vise interaktionen (udveksling) mellem forgrunds- og baggrundssystemer, hvorved man får det fulde billede af "fra vugge til vugge"-princippet. Det er vigtigt at understrege, at nogle af udvekslingerne med baggrundssystemerne ikke er inkluderet i flow diagrammerne af hensyn til at give et mere overskueligt billede af systemerne. Dele, der ikke er inkluderet, omfatter kaskadeeffekter af affaldsimport til affaldsforbrænding og gyllebaseret fællesforgasning med mulige udvekslinger med (1) konventionel håndtering af husdyrgødning og (2) fortrængt produktion af majs.

System 0 i den første variant med WtE/energiudnyttelse (0-WtE) repræsenterer referencen, dvs. det eksisterende affaldshåndteringssystem i Fyns-området, da undersøgelsen blev udført (Figur 17 og Figur 18). Materialestrømme, relateret til genanvendelse indsamlet via forskellige ordninger i de 10 kommuner, er samlet i tre primære strømme relateret til typen af indsamling; henteordninger/husstandsindsamling (kerbside) eller bringeordninger såsom kuber (cube collection) og genbrugspladser (RC recyclables). Alt restaffaldet indsamlet i området (ca. 111.800 ton pr. år) transporteres til de identificerede affaldsforbrændingsanlæg (se del 1). Affaldsforbrændingen er i diagrammerne vist som én proces, hvorved input og output repræsenterer de tre anlæg samlet.

⁹ Se gloseliste med oversættelse af de forskellige termer fra engelsk til dansk



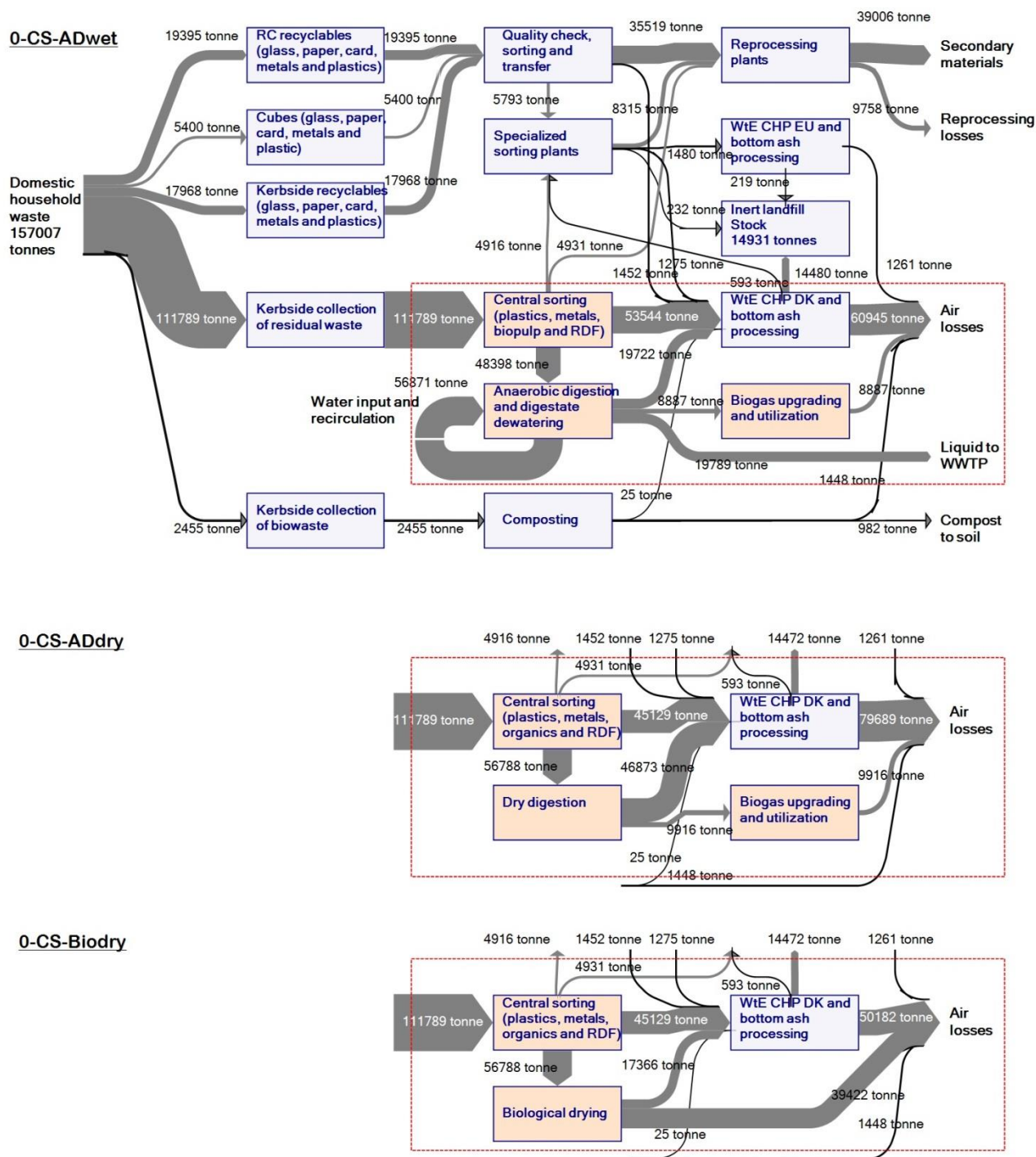
Figur 17: System 0-WtE: massebalance (Sankey diagram)



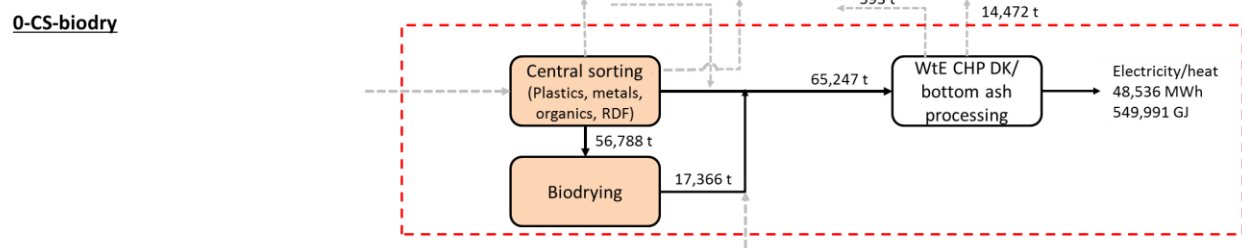
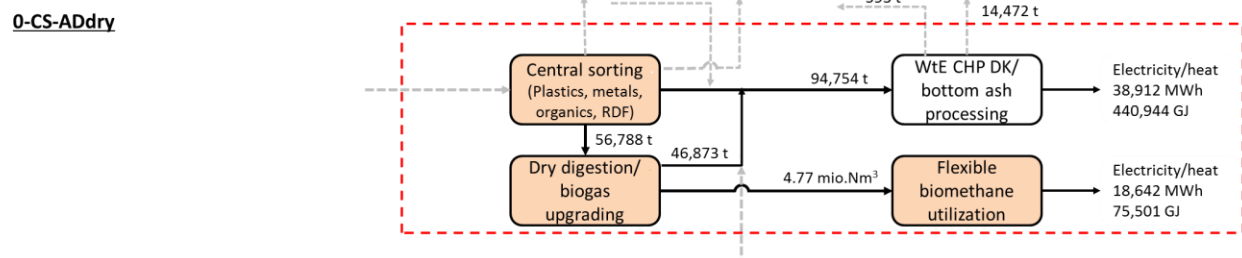
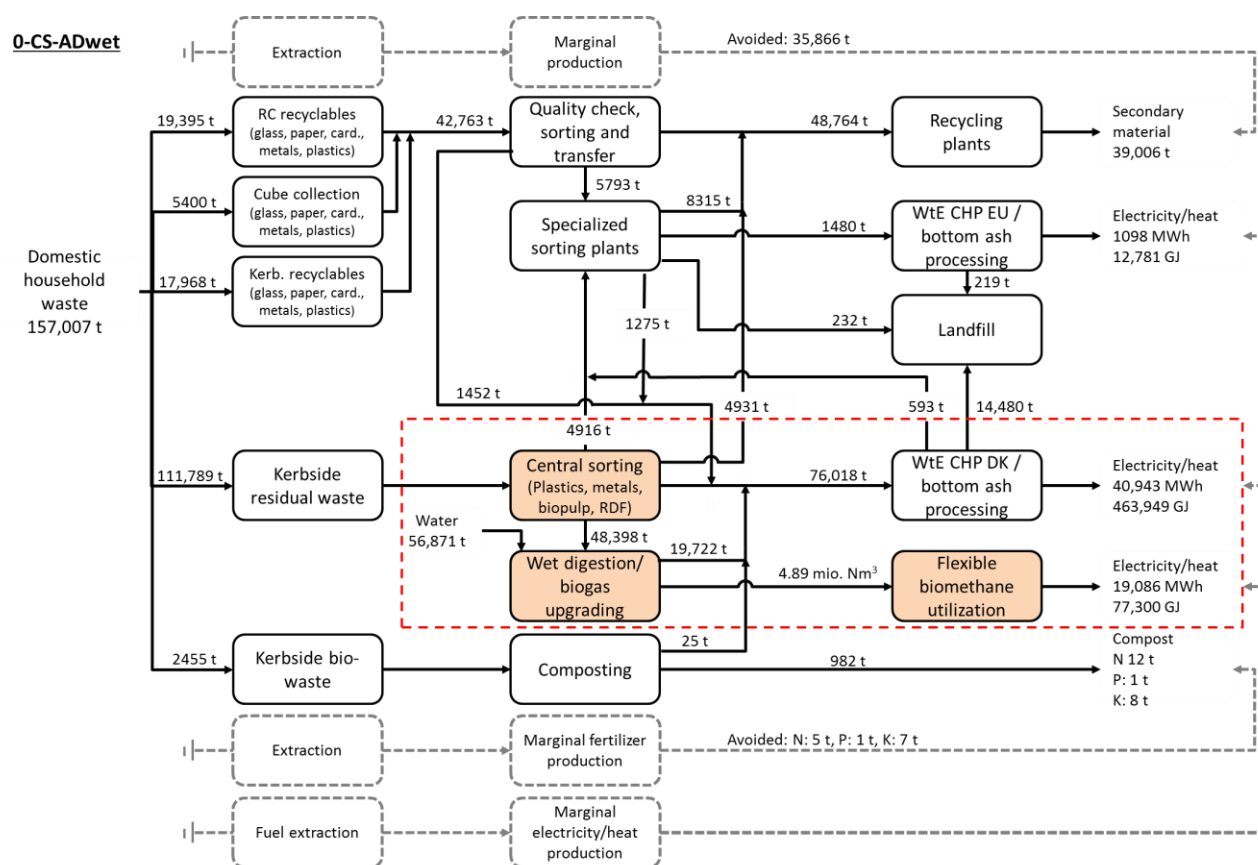
Figur 18: System 0-WtE: proces flow diagram; fuldtoptrukne linjer indikerer forgrunds- og inducerede processer/systemer, hvorimod stiplede linjer indikerer fortrængte flows og processer (forbundet med baggrundssystemet).

System 0 med central sortering (0-CS), med de tre varianter, vedholder den eksisterende grad af kildesortering. Dog er det modelleret, at det indsamlede restaffald transporteres til og håndteres på et centralt sorteringsanlæg. Det centrale sorteringsanlæg sørger for udsortering af metal og plast (omkring 10.000 ton pr. funktionel enhed), som sendes til oparbejdning på anlæg udenfor området. Materiale, der ikke kan bruges til materiale genindvinding, og som har en høj brændværdi, koncentrerer i en RDF strøm (45.000 ton pr. funktionel enhed), og denne kan opmagasineres midlertidigt og sidenhen anvendes til energiproduktion i de eksisterende forbrændingsanlæg (i dette tilfælde er Odense Kraftvarmeværk anvendt i modelleringen). Bionedbrydeligt materiale (dvs. madaffald) koncentrerer i en strøm (57.000 ton pr. funktionel enhed). Den videre håndtering af dette affald er i denne undersøgelse modelleret i tre

variationer. Massestrømme og systemimplikationer forbundet med de tre mulige variationer af håndtering af bio-koncentratet er illustreret i Figur 19 og Figur 20.



Figur 19: System 0-CS: massebalance (Sankey diagram); farvede processer indikerer ændringer i forgrundssystemet sammenlignet med system 0-WtE.



Figur 20: System 0-CS-ADwet/ADdry/Biodry: proces flow diagrammer; fuldtoptrukne linjer indikerer forgrunds- og inducerede processer/systemer, hvorimod stiplede linjer indikerer fortrængte flows og processer (forbundet med baggrundssystemet); farvede processer indikerer systemændringer sammenlignet med system 0-WtE.

Proces flow diagrammerne for andre væsentlige systemændringer; system 2 (indsamling af bioaffald i hele området), system 3 (2-strøms indsamling af kildeopdelte genanvendelige materialer) og system 5 (2-strøms indsamling af kildeopdelte genanvendelige materialer og indsamling af bioaffald i hele området) kan undersøges nærmere i bilag 1. Generelt ændres udvekslingen med baggrundssystemet fra

energiproduktion mod materiale produktion såvel som produktion af kunstgødning, des større grad af kildesortering der anvendes i systemerne.

2.2.1.2 Materiale genindvinding – kildesortering og genanvendelse

Dette afsnit er delt i to. Den første del er relateret til kildesortering og indeholder informationer om både genanvendelige materialer og bioaffald, og den anden del er relateret til materialer genindvinding (ekskl. Bioaffald) fra alle dele af systemerne dvs. kildesortering, central sortering og slaggesortering til genindvinding af metaller.

Kildesortering

Den følgende Tabel 19(a+b) viser resultaterne af massestrøms-simuleringen. Her vises mere detaljeret mængder af affaldsfraktionerne, som separeres i hvert af de 6 simulerede systemer. Med hensyn til den funktionelle enhed anvendt i denne undersøgelse, kan følgende udledes:

- Omkring 29 % af husholdningsaffaldet indsamles for nuværende (2013, System 0) separat i Fyns-området med henblik på materiale oparbejdning eller kompostering.
- Implementering af separat indsamling af bioaffald ved enfamilieboliger i området er estimeret til at medføre en udsortering på yderligere 17 %, hvorved separat indsamling i området øges til 46 % (system 1).
- Pga. den relativt lille andel af etageboliger i området som gennemsnit, samt etageboligers lavere generering af affald og sorteringseffektivitet, tilfører separat sortering af bioaffald hos etageboliger kun en øget udsortering på 4 %, hvorved udsorteringen når 50 % (system 2).
- Til trods for at indsamling af genanvendelige materialer allerede er relativt høj i nogle af kommunerne, er det estimeret, at en mere ensartet indsamling af kildeopdelte materialer i hele området (såsom DuoFlex) vil have en stor betydning i forhold til at øge genindvindingen af genanvendelige materialer. En mulig stigning i separat indsamling på 12 % sammenlignet med det eksisterende og mere forskelligartede system er estimeret (system 3).
- Hvis separat indsamling af bioaffald tilføjes til indsamlingen af kildeopdelte materialer (DuoFlex-lignende system), estimeres det, at den separate indsamling vil overstige 50 %; dvs. 58 % med indsamling af bioaffald ved enfamilieboliger (system 4) og 63 % når etageboliger også omfattes af indsamlingen (system 5).

Tabel 19a: Total separat indsamling opnået i de simulerede systemer

	Total genereret		System 0		System 1		System 2	
			Separat indsamling		Separat indsamling		Separat indsamling	
Affaldsfraktion	ton/år	Vægt-%	ton/år	Vægt-%	ton/år	Vægt-%	ton/år	Vægt-%
Bio-fraktion	58.095	37 %	2.430	2 %	27.401	17 %	33.614	21 %
Papir	34.485	22 %	23.173	15 %	23.173	15 %	23.173	15 %
Pap	12.782	8 %	4.759	3 %	5.349	3 %	5.490	3 %
Drikkevarekartoner	2.599	2 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %
Plast folie	6.544	4 %	298	0 %	298	0 %	334	0 %
Hård plast	6.977	4 %	2.613	2 %	2.907	2 %	2.978	2 %
Glas	11.187	7 %	7.991	5 %	8.079	5 %	8.115	5 %
Fe-metaller	4.763	3 %	2.163	1 %	2.222	1 %	2.236	1 %
Aluminium	1.699	1 %	808	1 %	808	1 %	808	1 %
Andre NF-metaller	376	0 %	154	0 %	154	0 %	154	0 %
Rest	17.501	11 %	829	1 %	1.836	1 %	2.387	2 %
Total	157.007	100 %	45.218	29 %	72.227	46 %	79.287	50 %

Tabel 19b: Total separat indsamling opnået i de simulerede systemer (fortsat)

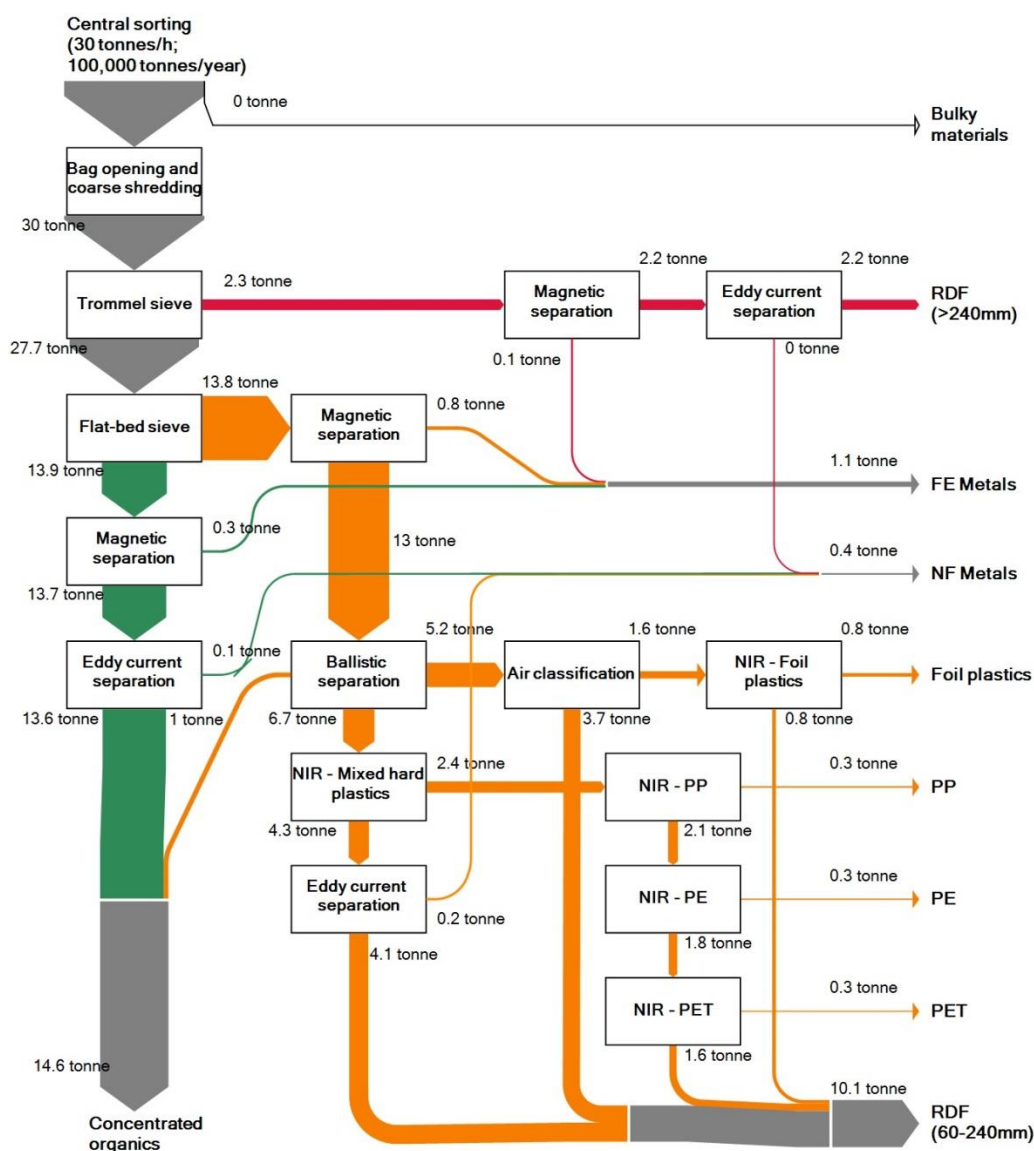
	Total genereret		System 3		System 4		System 5	
			Separat indsamling		Separat indsamling		Separat indsamling	
Affaldsfraktion	ton/år	Vægt-%	ton/år	Vægt-%	ton/år	Vægt-%	ton/år	Vægt-%
Bio-fraktion	58.095	37 %	2.430	2 %	27.401	17 %	33.614	21 %
Papir	34.485	22 %	30.222	19 %	30.222	19 %	30.222	19 %
Pap	12.782	8 %	8.660	6 %	9.249	6 %	9.391	6 %
Drikkevarekartoner	2.599	2 %	0	0 %	0	0 %	0	0 %
Plast folie	6.544	4 %	3.100	2 %	3.100	2 %	3.135	2 %
Hård plast	6.977	4 %	4.052	3 %	4.347	3 %	4.417	3 %
Glas	11.187	7 %	9.806	6 %	9.895	6 %	9.930	6 %
Fe-metaller	4.763	3 %	2.751	2 %	2.810	2 %	2.824	2 %
Aluminium	1.699	1 %	1.151	1 %	1.151	1 %	1.151	1 %
Andre NF-metaller	376	0 %	255	0 %	255	0 %	255	0 %
Rest	17.501	11 %	2.117	1 %	3.123	2 %	3.674	2 %
Total	157.007	100 %	64.545	41 %	91.554	58 %	98.614	63 %

Materiale genindvinding i hele systemet (fuldt perspektiv)

Den totale mængde materialer, der sendes til genanvendelse, som præsenteret i Tabel 19, er dog endnu højere, hvis man medregner de metaller, der genindvindes via slaggesortering efter affaldsforbrændingen, eller alternativt; metaller og plast polymerer, der genindvindes i det centrale sorteringsanlæg.

Central sortering af restaffaldet vil ikke ændre på mængden af papir, pap og glas som genindvindes til materiale genanvendelse, da det kun er metal- og plastkoncentrater (og et bio-koncentrat), som udsorteres i processen. Figur 21 giver et overblik over massestrømmene i det centrale sorteringsanlæg. S sammensætningen af affaldsinputtet er afgørende for de funktionelle outputs af processen, og da sammensætningen af restaffaldet varierer fra system til system i forhold til forskellig grad af kildesortering,

repræsenterer figuren et standard flow, som ikke direkte repræsenterer en af systemvarianterne. Strømmene af metal (FE og NF) og plast polymerer (PE, PET, PP og plast folie) kan synes ubetydelige (meget små) set i forhold til strømmen af RDF og bio-koncentrat (concentrated organics), og værdien af at genindvinde metaller og plast bør derfor sættes i perspektiv. Tabel 20 viser, hvor meget der er genvundet via det centrale sorteringsanlæg i forhold til metal og plast i de to systemvarianter, der påvirker sortering af genanvendelige materialer mest markant; system 0 (det eksisterende) og system 3 (DuoFlex-lignende kildeopdeling). Systemvarianter, der inkluderer kildesortering af bioafflad, påvirker genindvindingen fra den centrale sortering minimalt. Det drejer sig hovedsageligt om mindre indvinding af Fe-metaller og plast, hvilket skyldes fejlsortering, dvs. dele af Fe-metallerne og plasten indsamles via bio-beholderen og materialerne genindvindes ikke fra rejektet.



Figur 21: Sankey diagram af det centrale sorteringsanlæg, den mekaniske forbehandling og den automatiserede sortering (standard sammensætning af input strømmen; størrelsen af strømmene repræsenterer ikke nogen specifik systemvariant, da modelresultaterne er forskellige for hver systemvariant der indeholder central sortering (CS)).

Direkte forbrænding af restaffaldet vil medføre et tab af det plastmateriale, der er i affaldet. Dog er det muligt at indvinde dele af metallet i den efterfølgende slaggebehandling efter affaldsforbrændingen. I forbrændingsprocessen oxideres metallerne, og dele af det vil blive bundet til askepartikler, hvorved en andel af metallerne vil være tabte efter forbrændingen. Dele af det vil dog kunne genindvindes via slaggesortering, og Tabel 20 giver et overblik over, hvor meget der genindvindes i de to systemvarianter, som påvirker genindvinding af genanvendelige materialer mest (system 0 og system 3). Genindvindingen er præsenteret for slaggesortering efter direkte forbrænding af restaffaldet og for slaggesortering efter forbrænding af RDF (dvs. varianter hvor restaffaldet sorteres centralt før forbrænding).

Tabel 20: Materiale genindvinding fra slaggesortering og central sortering dvs. plast og metal, i de to primære systemer forbundet med materiale-genindvinding (ton/år). Metal fraktionerne repræsenterer "rene" metaller, dvs. metal koncenterne fra central og slaggesortering er blevet sorteret yderligere.

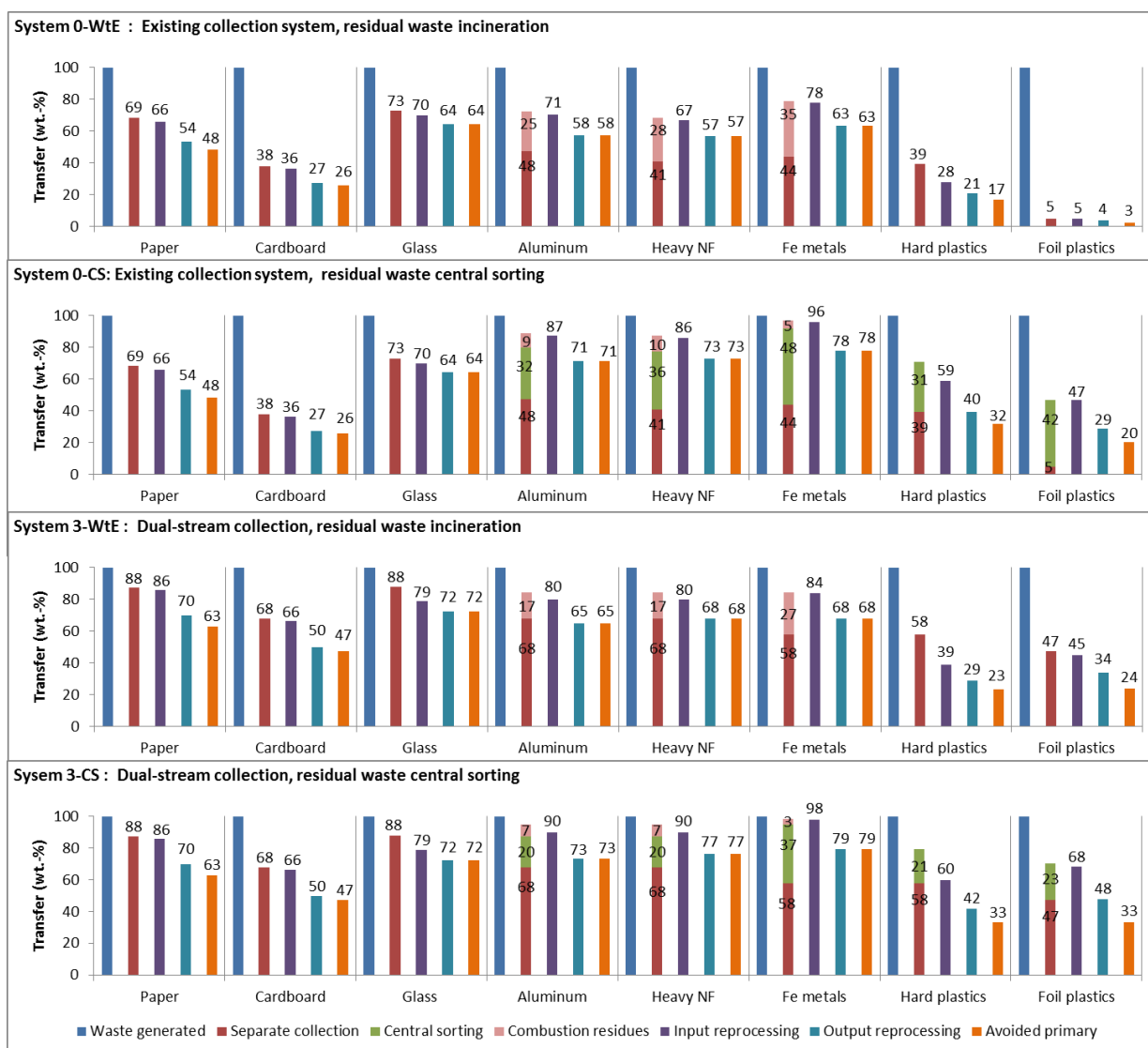
Materiale (ton/år)	System 0			System 3		
	WtE	CS		WtE	CS	
	Slagge	Mekanisk sortering	Slagge	Slagge	Mekanisk sortering	Slagge
Aluminium	419	548	156	285	337	123
Andre NF metaller	105	137	39	63	75	27
Fe-metaller	1.682	2.293	241	1.279	1.774	165
Hård plast		2.188			1.476	
Plastfolie		2.743			1.514	
Total (ton/år)	2.206	7.909	437	1.627	5.176	315
Total (% af genereret)	1,4	5,0	0,3	1,0	3,3	0,2

Materiale-genindvindingen forbundet med en kombination af kildesortering, central sortering og slaggesortering er præsenteret i Figur 22 for de to primære systemer forbundet med materiale-genindvinding. Denne viser 4 søjlediagrammer til sammenligning; system 0-WtE, System 0-CS, System 3-WtE and System 3-CS. Systemernes sammenlignes på baggrund af materialeindsamling (rød søjle) af hver materialefraktion i forhold til potentialet (mørke blå søjle) i systemet. Desuden præsenteres tab i sortering og oparbejdning (lilla og lyseblå søjle), såvel som substitutionsratioen (orange søjle), dvs. hvor meget jomfrueligt materiale der erstattes. Den røde søjle (separat indsamling) suppleres desuden af en lyserød og en lysegrøn søjle; disse repræsenterer materiale genvundet fra hhv. slaggesortering og central sortering.

Figuren viser hvorledes indvindingen af papir, pap og glas øges, i takt med at indsamlingssystemet ændrer karakter fra det eksisterende (system 0) til indsamling af 2-strøms kildeopdelte materialer (system 3). Sammenlignes 0-WtE med 3-WtE ses desuden, at øget kildesortering vil medføre øget indvinding af plast og metal. Tab i sorteringen af særligt hård plast er dog meget markant, da store tab er forbundet med sorteringen af kildeopdelt plast, da en stor del ikke-genanvendelige plast polymerer indsamles i dette system. Desuden afspejles signifikansen af at indvinde metaller via slaggesortering tydeligt, da kildesorteringen øges med 14 % mens inputtet til oparbejdning blot øges med 6 %.

Sammenlignes 0-CS, dvs. det eksisterende indsamlingssystem med håndtering af restaffald via central sortering, med 3-CS, dvs. en kombination af 2-strøms kildeopdeling af genanvendelige materialer samt central sortering af restaffald, ses kun beskedne forøgelse i materiale-genindvindingen (og input til oparbejdning) relateret til metaller og hård plast. Dette indikerer, at i systemvarianter med central

sortering vil 2-strøms kildeopdeling af genanvendelige materialer (3-5) kun gavne materiale-genindvindingen i systemet i forhold til papir/pap og glas.



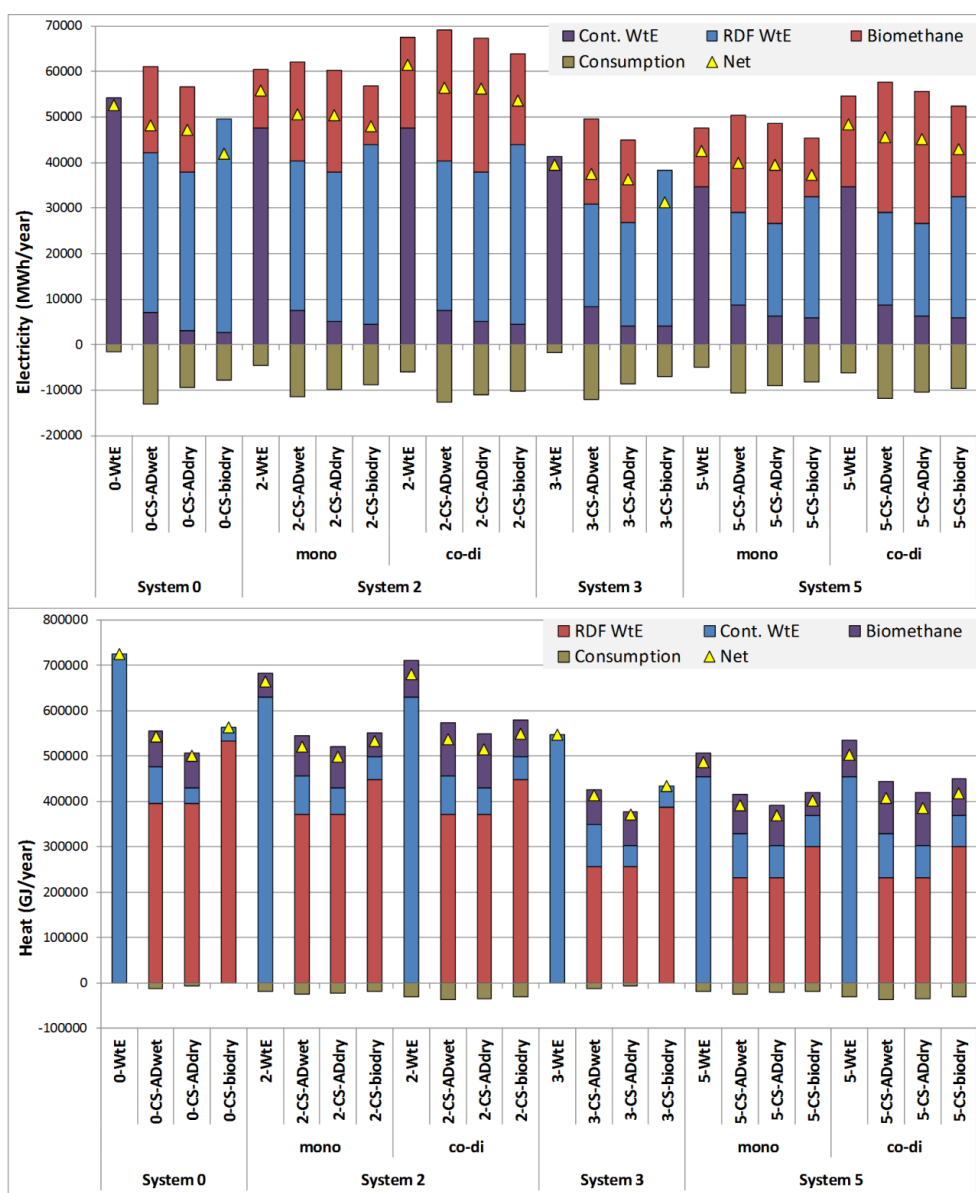
Figur 22: Materiale-genindvinding i de to primære system varianter inklusiv WtE og CS varianter.

Sammenlignet med kildesortering alene, bidrager central sortering af metal og plast til en forøgelse af genindvindingsraten på ca. 5 % i system 0, 1 og 2 (dvs. de systemer der har den eksisterende struktur for indsamling af genanvendelige materialer) og ca. 3 % i system 3, 4 og 5 (dvs. de systemer hvor genanvendelige materialer indsamles via 2-strøms kildeopdeling).

Det centralt separerede bio-koncentrat kan ikke håndteres på samme måde som det kildesorterede bioaffald i forhold til håndtering af slutproduktet dvs. rådneresten. Næringsstoffer i biomassen vil derfor ikke blive recirkuleret (pga. risiko for forurening) og den centralt separerede biomasse vil derfor kun blive anvendt til energiformål.

2.2.1.3 Energiudnyttelse – elektricitet og varme

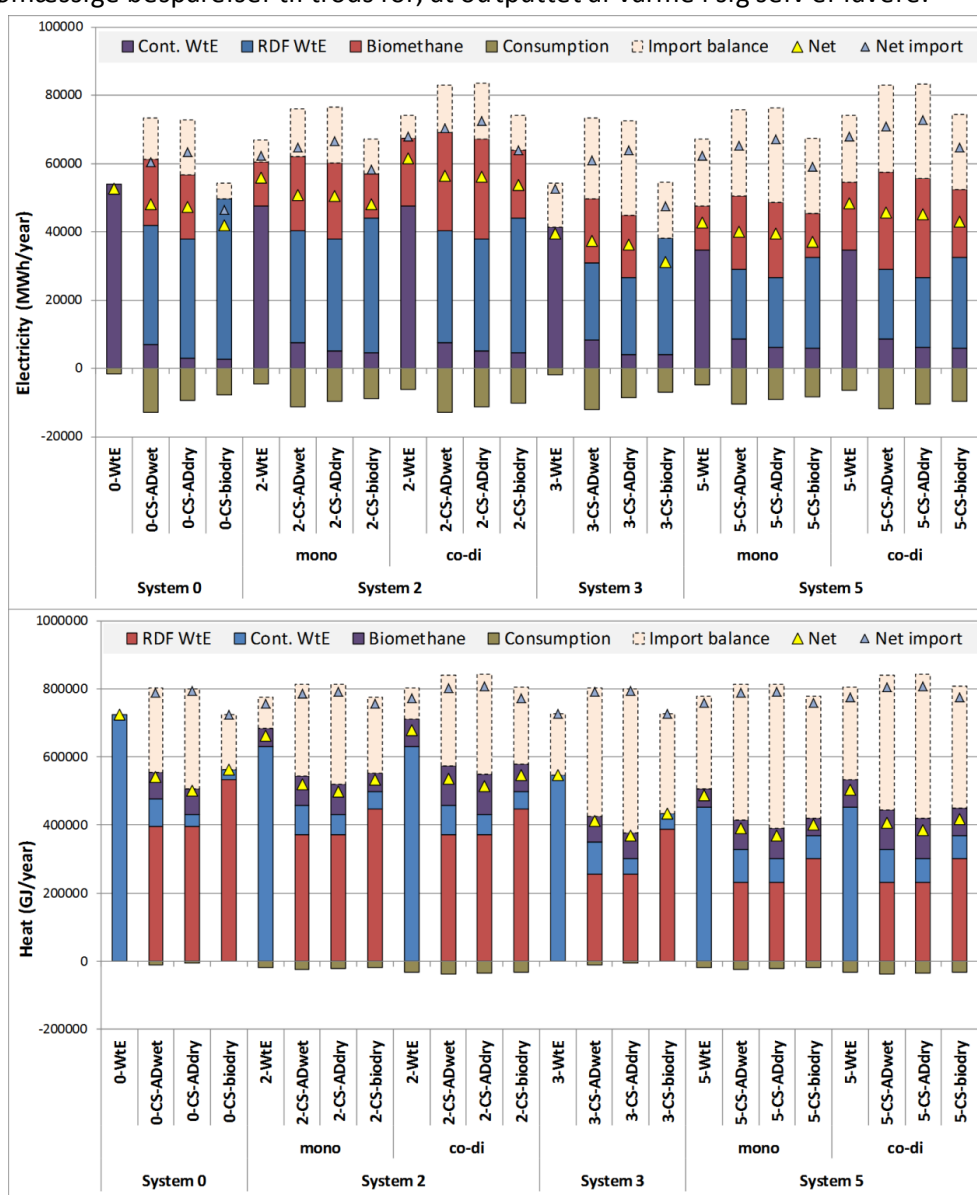
Den følgende Figur 23 opsummerer resultaterne fra modelleringen i forhold til energibalance for 24 systemvarianter. Det drejer sig om de 4 primære systemvarianter; system 0 (eksisterende indsamlings-system), system 2 (indsamling af bioaffald i hele området), system 3 (2-strøms kildeopdeling af genanvendelige materialer) og system 5 (2-strøms kildeopdeling af genanvendelige materialer og indsamling af bioaffald i hele området), inklusiv variationer af mono- og fællesforgasning af det kildesorterede bioaffald. Resultaterne præsenteret i Figur 23 inkluderer ikke den ekstra energi, som vil blive produceret fra importeret affald som følge af kaskadeeffekter; disse findes derimod i Figur 24. Positive værdier repræsenterer produktion i et system, hvorimod negative værdier opsummerer det totale forbrug af energi i samme system. Farvekodning er anvendt for at illustrere "kvaliteten" af den el og varme, som produceres fra affaldet, dvs. lilla og blå er anvendt for at indikere kontinuerlig el- og varmeproduktion, rød er indikator for fleksibel produktion af elektricitet (fra biometan) og varme (fra RDF), og brun indikerer forbrug.



Figur 23: Elektricitet og varme produktion (positive værdier) og forbrug (negative værdier) i de 4 primære system varianter, inklusiv 8 systemvarianter med mono- og gyllebaseret fællesforgasning

I systemvarianterne, som inkluderer biogasproduktion, var den totale produktion af el højere end i de systemvarianter, som kun inkluderede affaldsforbrænding (dvs. 0-WtE, 0-CS-biodry, 3-WtE og 3-CS-biodry). Dog, i samme systemer (med biogas) blev der overordnet produceret mindre varme. Forbrug af elektricitet i systemerne var væsentligt højere i systemvarianter med central sortering. Når forbrug medregnes i balancen, synes det at indikere, at alle varianter med central sortering producerer et net output, som er mindre end det tilsvarende alternativ med forbrænding (WtE). Det højeste netto el-output af alle systemvarianterne findes i system 2-WtE, når bioaffaldet fællesforgasses med gylle (hvorved konventionel håndtering af gylle fortrænges).

Selvom varmeproduktionen var lavere i alle systemvarianter med central sortering, var "kvaliteten" af varmen markant anderledes. Modeloutputtet indikerede, at det meste varme kan blive produceret fleksibelt, dvs. fra opmagasineret RDF, som kan anvendes i de kolde årstider. Dette forventes at bidrage til højere miljømæssige besparelser til trods for, at outputtet af varme i sig selv er lavere.



Figur 24: Elektricitet- og varmeproduktion samt balance af importeret affald (positive værdier) og forbrug (negative værdier) i de 4 primære system varianter, inklusiv 8 systemvarianter med mono- og gyllebaseret fællesforgassing

Introduktionen af et DuoFlex-lignende system (3WtE) har desuden en betydelig effekt i forhold til energiudbyttet fra affaldsforbrænding. Den øgede udsortering til materialelegnanvendelse resulterede i en reduktion på ca. 20 % energiudnyttelse sammenlignet med reference systemet (0-WtE).

Som det ses i Figur 24, genereres der mere energi (el og varme) i alle de alternative systemvarianter sammenlignet med reference systemet 0-WtE, når kaskadeeffekten med import af affald medregnes. Dette er modelleret med antagelse af, at det niveau hvormed forbrændingskapaciteten i regionen udnyttes fortsat vil svare til det observeret i 2013.

2.2.2 CO₂-regnskabet

Med udgangspunkt i de 24 systemvarianter, hvoraf 16 af disse kan modelleres i 3 forskellige perspektiver i forhold til biogasproduktion fra bioaffald (mono- og gyllebaseret fællesforgasning hvori enten håndtering af gylle eller produktion af majs fortrænges), og hertil tilføjes det faktum at alle systemvarianterne kan modelleres i 4 forskellige tidsperspektiver relateret til baggrundsenergiproduktion, resulterer i 224 ($8 \cdot 4 + 16 \cdot 3 \cdot 4$) CO₂-aftryk. Disse 224 varianter er endvidere modelleret med 2 forskellige biomasse-marginaler (progressiv og "beskidt"), hver med to forskelle perioder for kulstofafskrivning. Dette giver dermed en total på 896 unikke varianter med dertilhørende carbon footprints.

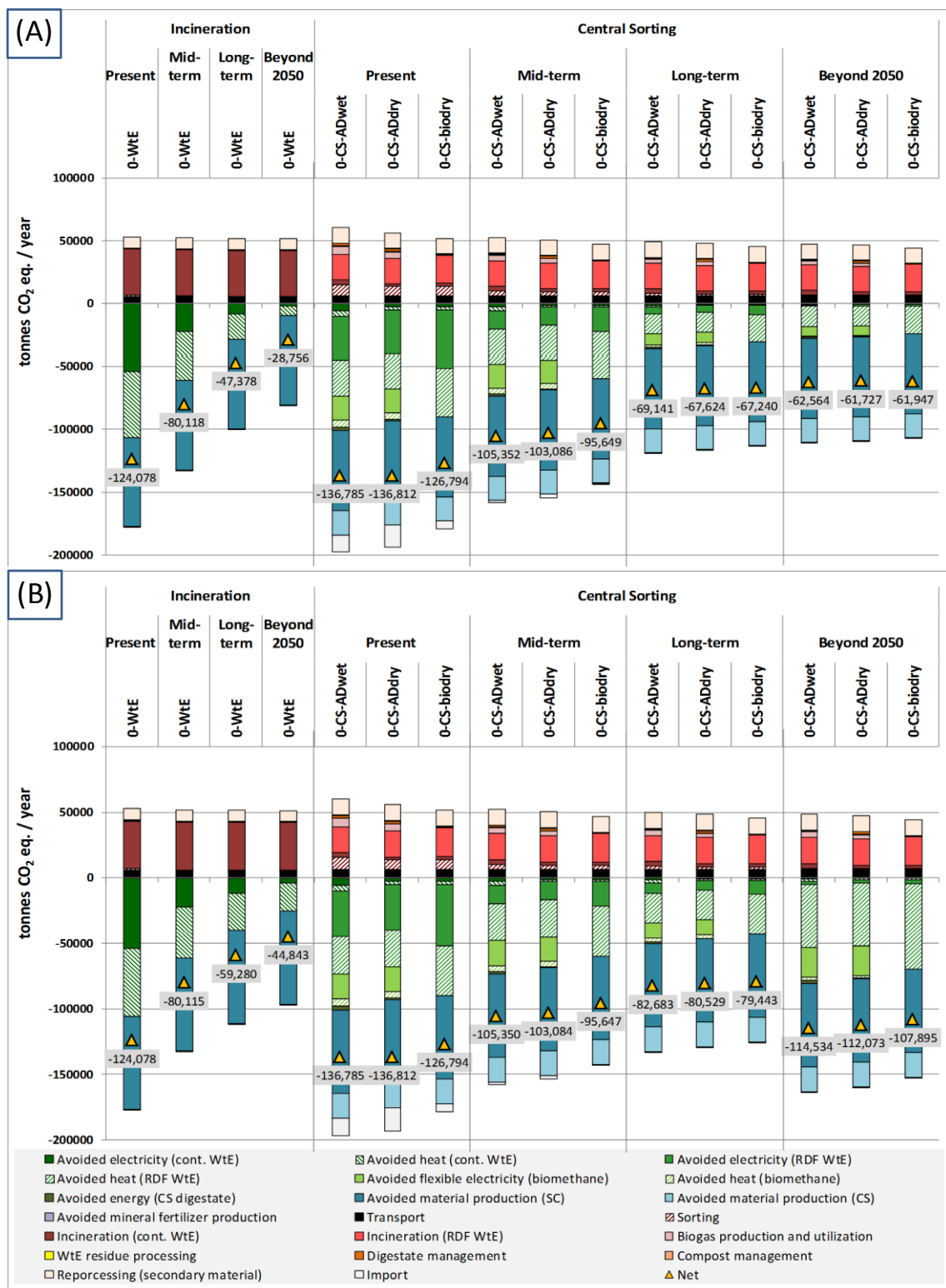
Yderligere resultater kan desuden fremstilles i den, til denne undersøgelse udviklede, model, ved at fjerne kaskadeeffekterne i forhold til import af forbrændingsegnet affald og ved at anvende RDF'en udelukkende i varmekedler.

For at præsentere disse mange oplysninger på en systematisk og overskuelig måde, struktureres denne sektion på grundlag af de forskerspørgsmål, som principielt har drevet dette arbejde. Resultaterne præsenteret i hovedrapporten er baseret på den progressive biomasse-marginal (i begge afskrivnings-perioder), hvorimod resultaterne forbundet med den "beskidte" biomasse-marginal findes i bilag 2.

2.2.2.1 *Betaler det sig at sortere det blandede restaffald centralt frem for direkte forbrænding?*

Figur 25 illustrerer CO₂-aftrykket for system 0 med forbrænding (0-WtE) og med central sortering (CS alternativer) for de 4 baggrundsrelaterede tidsperspektiver (Nutidig, nær-fremtid, fremtid og efter 2050). Desuden illustreres forskellen i kulstofafskrivningsperioden for biomasse-marginalen; 100 år (A) og 20 år (B).

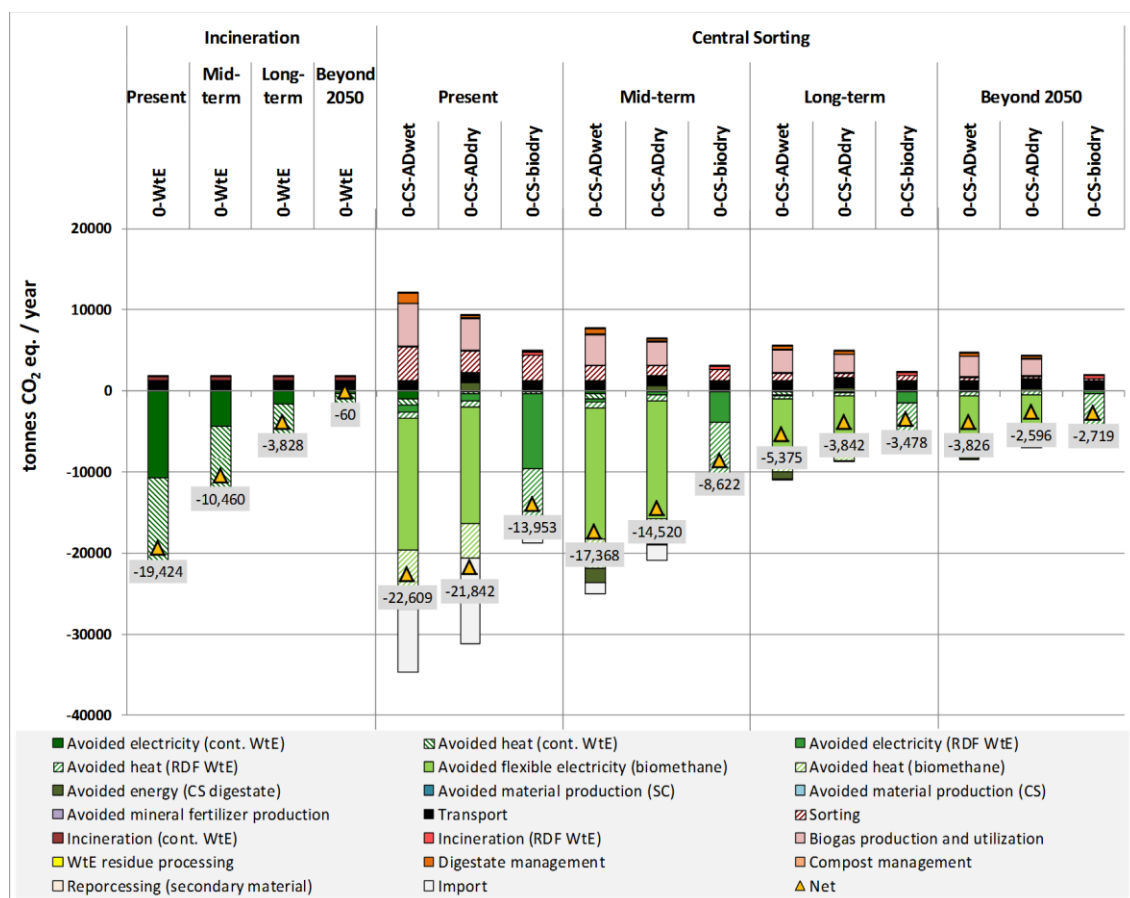
Det kan ses, at alle systemvarianterne overordnet udviser store besparelser af drivhusgasemissioner i alle tidsperspektiverne. Besparelserne relateret til materialeoparbejdning forbliver konstante i alle tre tidsperspektiver, da de globale energimarginaler bag produktionen af jomfruelige materialer anses for uændret i alle tidsperspektiver i denne undersøgelse. Dette står i skarp kontrast til de besparelser, der er relateret til affaldsbaseret energiproduktion i Danmark, og som over tid hovedsageligt falder i forbindelse med, at de baggrundsenergi-marginaler der er valgt i modellen, ændres. Tidsperspektiverne tager højde for de større ændringer, der vil ske i det danske energisystem, som over tid vil føre til en mindre fossil-afhængig og derfor mindre kulstofbelastende energisektor. "Kvaliteten" af affaldsbaseret elektricitets- og varmeproduktion, i forhold til fleksibilitet, bliver langt vigtigere i nær-fremtid og fremtids perspektiverne, da der i det nutidige perspektiv ikke differentieres mellem kontinuerlig og fleksible baggrundsmarginaler.



Figur 25: System 0 (eksisterende indsamling) med affaldsforbrænding (WtE) eller central sortering (CS) af det blandede restaffald, med afskrivning af biomasse marginalen over 100 år (A) og 20 år (B).

De forskellige kulstofafskrivningsperioder, forbundet med emissioner fra levering af biomasse, påvirker drivhusgasbesparelserne forbundet med energi i det fremtidige og efter 2050 tidsperspektiv. Specifikt resulterer det i en ensartet stigning i netto besparelserne for både 0-WtE og 0-CS i det fremtidige

perspektiv, hvorimod netto besparelserne næsten fordobles i 0-CS scenariet efter 2050 sammenlignet med blot 25 % stigning for 0-WtE.



Figur 26: System 0 (eksisterende indsamlingssystem) med WtE eller CS af restaffaldet, resultater associeret med bio-fractionen i den funktionelle enhed (100 års afskrivning af biomassemarginale)

En række aspekter kan udledes af dette:

- Reference systemet med direkte forbrænding af restaffaldet og det nye system design baseret på central sortering opnår mere eller mindre ens netto drivhusgasemission-besparelser i det nutidige tidsperspektiv (uden at inkludere kaskadeeffekter). 0-CS varianter viser øgede besparelser i forhold til materiale genanvendelse; tilsvarende reduceres besparelserne forbundet med energiproduktion og netto besparelsen påvirkes yderligere af ekstra byrder forbundet med mere sortering, håndtering af rådnere o.l. Ved at håndtere restaffaldet i et centralt sorteringsanlæg frem for direkte forbrænding frigives forbrændingskapacitet i affaldsforbrændingsanlæggene i området, hvilket kan føre til import af forbrændingseget affald fra andre lande. Medregnes besparelserne forbundet med fuld udnyttelse af forbrændingskapaciteten ved import af affald, er det hovedsageligt CS-varianter med biogasproduktion, som drager fordel af dette og opnår signifikant større besparelser sammenlignet med 0-WtE (Figur 25).
- Sammenlignes det nær-fremtidige tidsperspektiv med det nutidige, ses det at netto besparelserne i forbrændingsbaserede (WtE) systemer falder med mere end 30 %, sammenlignet med 15-20 % for CS-systemvarianterne. Denne forskel taler til fordel for CS-varianterne, som herved krediteres med

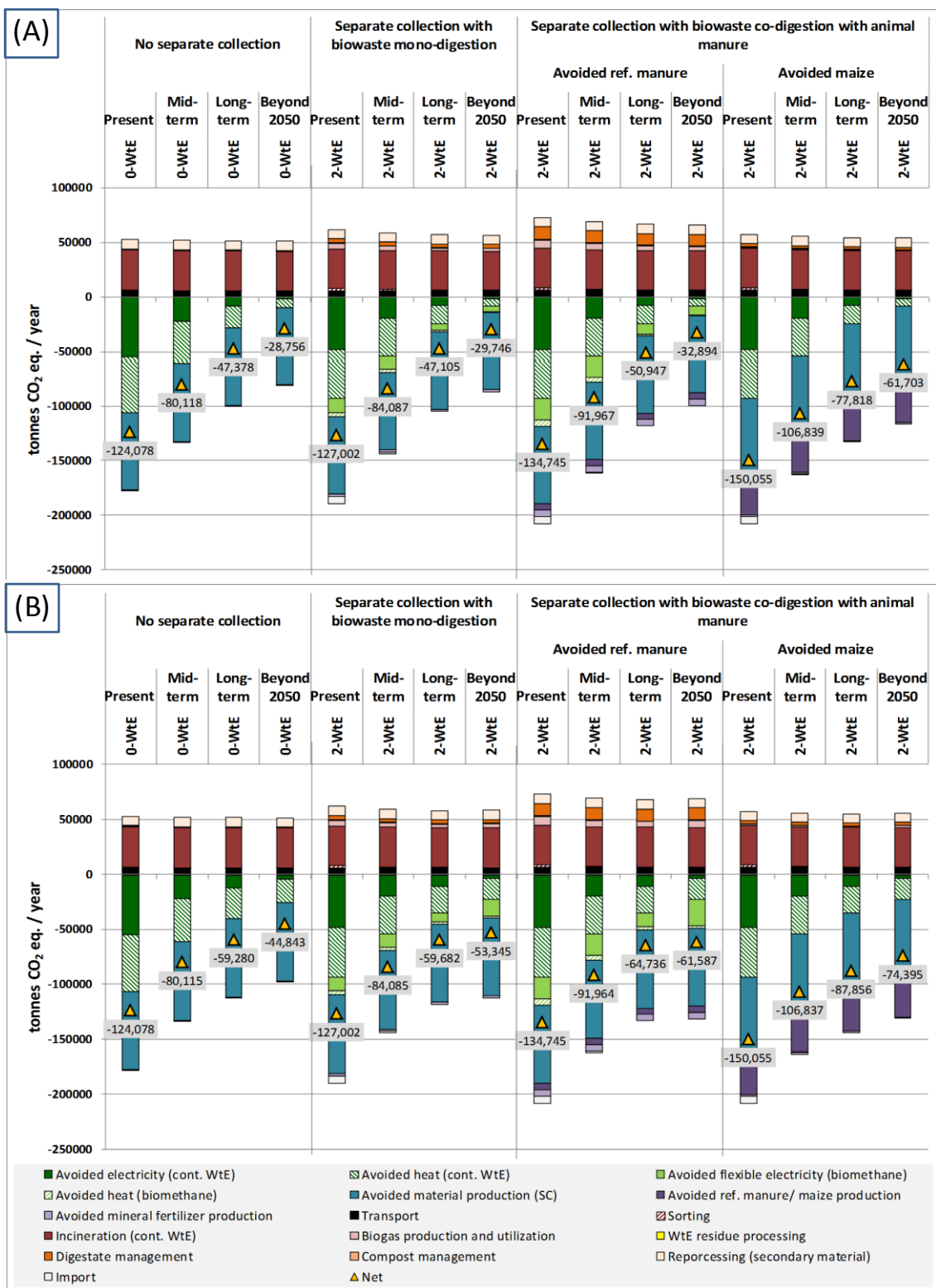
10-15 % større netto drivhusgas-besparelser sammenlignet med den tilsvarende WtE-variant. Denne forskel skyldes udelukkende produktion og fleksibel udnyttelse af biometan og RDF.

- I det fremtidige perspektiv falder besparelserne i reference systemet med næsten 50 % sammenlignet med det nutidige tidsperspektiv. Det står i skarp kontrast til CS-varianterne, hvori besparelserne kun falder med 25-30 %. Forskellen mellem varianten med direkte forbrænding (WtE) og CS-varianterne bliver mere signifikant; 20-25 % forskel i netto besparelsen. Dette er endnu engang udelukkende relateret til produktionen og den fleksible udnyttelse af biometan og RDF.
- Et andet interessant aspekt er relateret til den centrale sortering med biologisk tørring (O-CS-Biodry), da denne systemvariant umiddelbart opnår en større besparelse (sammenlignet med WtE) i de fremtidige tidsperspektiver til trods for at der ikke produceres biometan i denne systemvariant, hvilket understreger at besparelser relateret til fleksibel produktion af varme fra lagerbart RDF bliver vigtigere i fremtiden.
- Servi på bio-fraktionen i isolation, kan man se at CS-varianterne med produktion af biometan giver lignende resultater svarende til WtE-varianten fra det nutidige til det fremtidige tidsperspektiv, hvorimod CS-biodry klarer sig dårligere end WtE. I tidsperspektivet efter 2050 er besparelserne i WtE-varianten nær 0, hvorimod CS-alternativerne opnår mindre netto besparelser. Størrelsen af den sidstnævnte besparelse vil fordobles hvis afskrivningen af biomassemarginale ændres til 20 år.

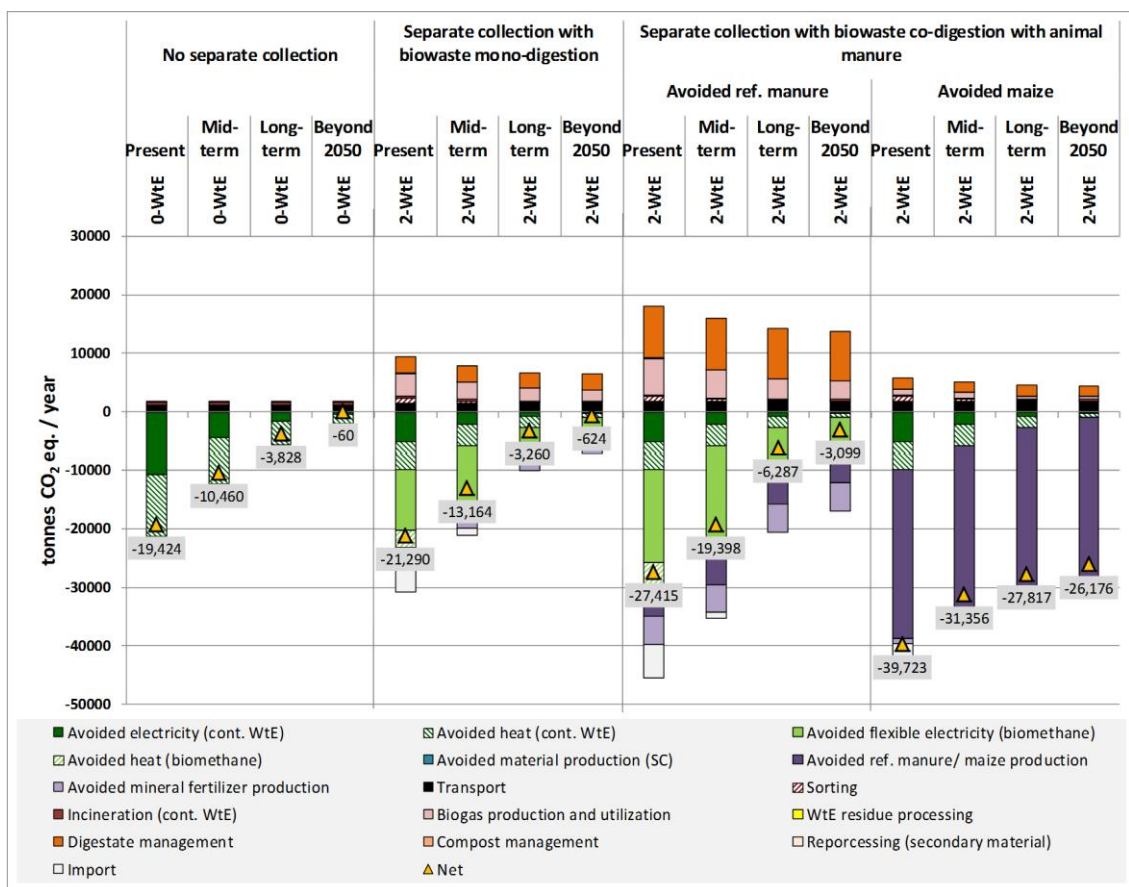
For at konkludere på denne sektion, så er svaret på spørgsmålet, ikke overraskende, afhængigt af baggrundsforholdene, under hvilke systemerne er blevet vurderet. Den vigtigste pointe i det nutidige tidsperspektiv er, at central sortering af restaffaldet sammenlignet med effektiv affaldsforbrænding ikke medfører nogen besparelser i systemets drivhusgasemissioner (netto). Det kan dog forventes, at den frigjorte forbrændingskapacitet ved central sortering vil blive udnyttet ved import af affald, hvorved systemet vil opnå større besparelser. Desuden vil central sortering have en afgjort fordel (signifikant større besparelse i drivhusgasemissioner) over direkte affaldsforbrænding, forudsat at de givne nær-fremtidige, fremtidige og "efter 2050" baggrundsenergisystemer realiseres.

2.2.2.2 Betaler det sig at have separat indsamling af bioaffald?

For at besvare dette andet spørgsmål sammenlignes systemvarianter med (system 2-WtE) og uden (system 0-WtE) separat indsamling af bioaffald, Figur 27A,B, hvor der desuden tages højde for de fire baggrunds tidsperspektiver. Separat indsamlet bioaffald kan behandles alene i dertil egnede biogasanlæg, eller også kan det fungere som co-substrat i gyllebaserede fælle anlæg. Derudover kan fællesforgasnings med gylle medføre en af to komplementære synergieffekter; (1) det kan skabe mulighed for at anvende mere gylle i biogasproduktion eller (2) det kan erstatte et andet (marginalt) co-substrat, her modelleret som majs.



Figur 27: System 0-WtE (ingen separat indsamling af bioaffald) og 2-WtE (indsamling af bioaffald ved både enfamilie- og etageboliger) med afskrivning af biomassemarginale over 100 år (A) og 20 år (B).



Figur 28: System 0-WtE (ingen separat indsamling af bioaffald) og 2-WtE (indsamling af bioaffald i både enfamilie og etageboliger), resultaterne er associeret til bio-fraktionen i den funktionelle enhed (100 års afskrivning af biomassemarginale)

En række aspekter kan udledes af dette:

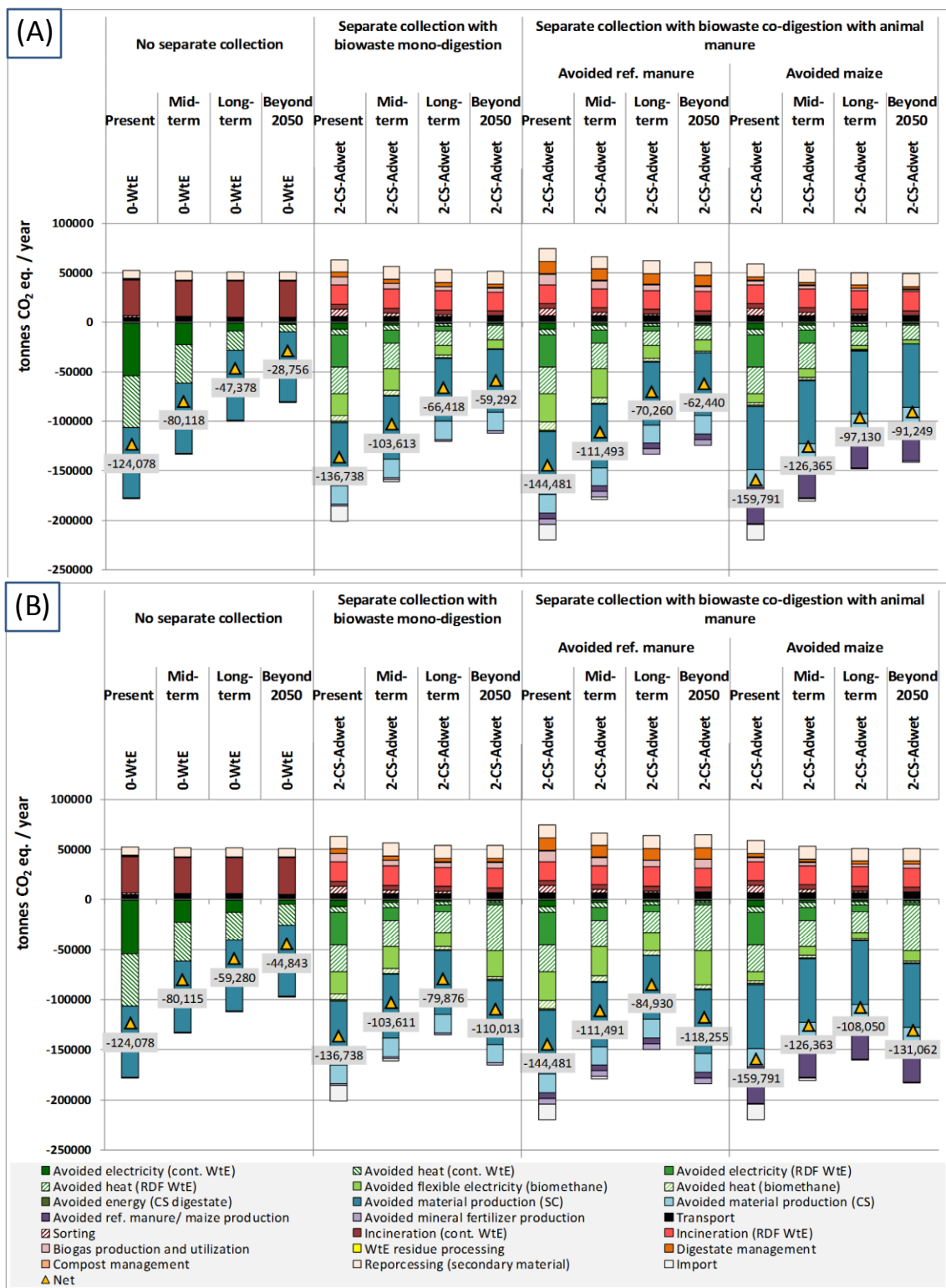
- Systemvarianter med separat indsamling af bioaffald og håndtering i mono-forgasnings biogas-anlæg opnår omtrent de samme netto besparelser i drivhusgasemissioner som det forbrændings-baserede (WtE) referencesystem i alle fire tidsperspektiver. Ikke desto mindre afhænger dette resultat af beslutninger/parametre relateret til forgrundssystemet, såsom effektiviteten af affalds-forbrændingsanlæggene (de tre i systemet), det forventede biogasudbytte samt diffuse emissioner af metan i forbindelse med biogasproduktionen, biogasopgraderingen og energiudnyttelsen.
- Systemvarianter med separat indsamling af bioaffald, hvori bioaffaldet indgår i biogasproduktion i gyllebaserede fællesanlæg, opnår generelt højere netto besparelser i drivhusgasemissioner end det forbrændings-baserede (WtE) referencesystem i alle fire tidsperspektiver. (1) krediteres fællesforgasningen af bioaffaldet med øget anvendelse af gylle til biogasproduktion, hvorved konventionel håndtering af gylle fortrænges (opmagasinering og direkte spredning på marker), opnår systemvarianterne ca. 5 % større besparelser sammenlignet med 0-WtE-varianten. (2) krediteres denne i stedet med fortrængt produktion af energiafgrøder (her majs), øges besparelsen med 20 % til 100 % mellem nutid og efter 2050.

For at konkludere på dette spørgsmål, kan det siges at separat indsamling af bioaffald viste sig fordelagtigt i forhold til baggrundsbetingelser gældende fra 2012-2050+; særligt betydelige reduktioner i drivhusgas-emissioner blev fundet i systemvarianter med gyllebaseret fællesforgasning. I betragtning af den

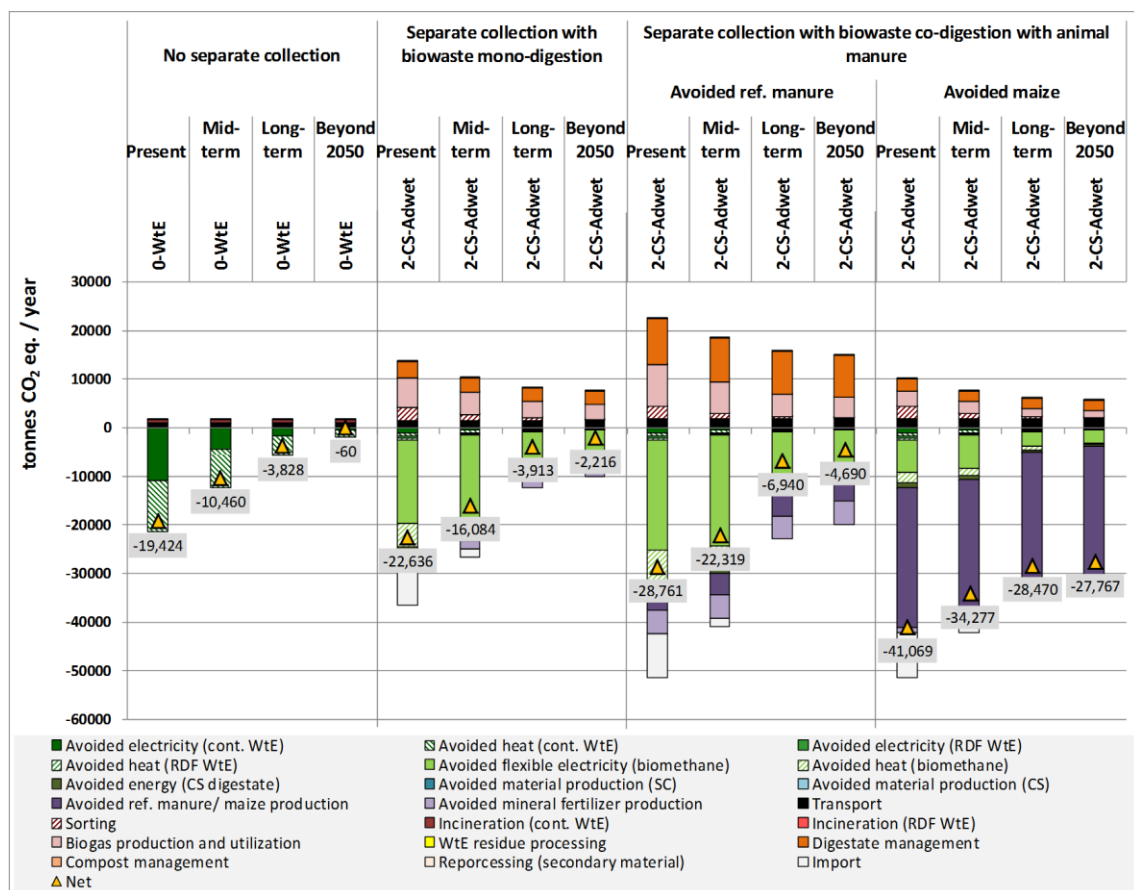
nuværende og fremtidige politiske holdning i Danmark vedrørende gyllebaseret fællesforgasning, forventes det, at separat indsamlet bioaffald under alle omstændigheder vil indgå som co-substrat i denne produktion, pga. den store efterspørgsel på egnet biomasse til fællesforgasning.

2.2.2.3 Betaler det sig at have både separat indsamling af bioaffald og central sortering af restaffaldet?

Vi har estimeret, at 50-60 % af det genererede madaffald vil blive indsamlet og anvendt i biogasproduktion ved implementering af separat indsamling af bioaffald ved både enfamilie- og etageboliger i hele Fyns-området. Dermed er der stadig en væsentligt andel madaffald at finde i restaffaldet. Ifølge massestrømsmodellen er det muligt at separere ca. 90 % af det tilbageværende madaffald fra restaffaldet i det centrale sorteringsanlæg. Med systemvariant 2-CS-ADwet som eksempel, er effekten af en kombination af separat indsamling af bioaffald og central sortering vist i Figur 29A og B.



Figur 29: System 0-WtE (ingen separat indsamling af bioaffald) og 2-CS-ADwet (indsamling af bioaffald ved både enfamilie- og etageboliger, central sortering og våd bioforgasning af biokoncentrat) med afskrivning af biomasse marginalen over 100 år (A) og 20 år (B).



Figur 30: System 0-WtE (ingen separat indsamling af bioaffald) og 2-CS-ADwet (indsamling af bioaffald ved både enfamilie- og etageboliger, central sortering og våd bioforgasning af biokoncentrat), resultaterne er associeret til bio-fraktionen i den funktionelle enhed (100 års afskrivning af biomassemarginale)

En række aspekter kan udledes fra de sammenlignende resultater:

- Systemvarianten med separat indsamling af bioaffald, og efterfølgende mono-forgasning heraf, opnår nogenlunde samme drivhusgas-besparelser som 0-WtE varianten i det nutidige tidsperspektiv (ekskl. Kaskadeeffekter), når central sortering af restaffaldet tilføjes. Inkluderes affaldsimport (kaskadeeffekt, Figur 29), vil varianten med central sortering (CS) opnå meget større besparelser sammenlignet med 0-WtE (referencen). I det nær-fremtidige, fremtidige samt "efter 2050" tidsperspektiv opnås der imidlertid signifikant større besparelser i CS-varianten sammenlignet med 0-WtE, hvilket associeres med øget produktion af biogas fra det centralt sorterede bio-koncentrat, efterfulgt af fleksibel produktion af elektricitet.
- Systemvarianten med separat indsamling af bioaffald, og efterfølgende fællesforgasning med gylle, opnår betydeligt højere besparelser sammenlignet med reference systemet (0-WtE) i alle tre tidsperspektiver, når central sortering af restaffaldet tilføjes. Disse besparelser er også signifikant større end besparelserne i systemvarianter uden central sortering (2-WtE, se tidligere spørgsmål), hvilket endnu engang afspejler signifikansen af at have en fleksibel produktion af elektricitet, som her øges pga. øget separeret biomasse fra den centrale sortering.
- En betydelig andel af den samlede stigning i besparelser, observeret i nær-fremtid, fremtid og efter 2050 tidsperspektiverne for CS-varianterne tilskrives brugen af lagerbart RDF i varmeproduktion i den kolde årstid.

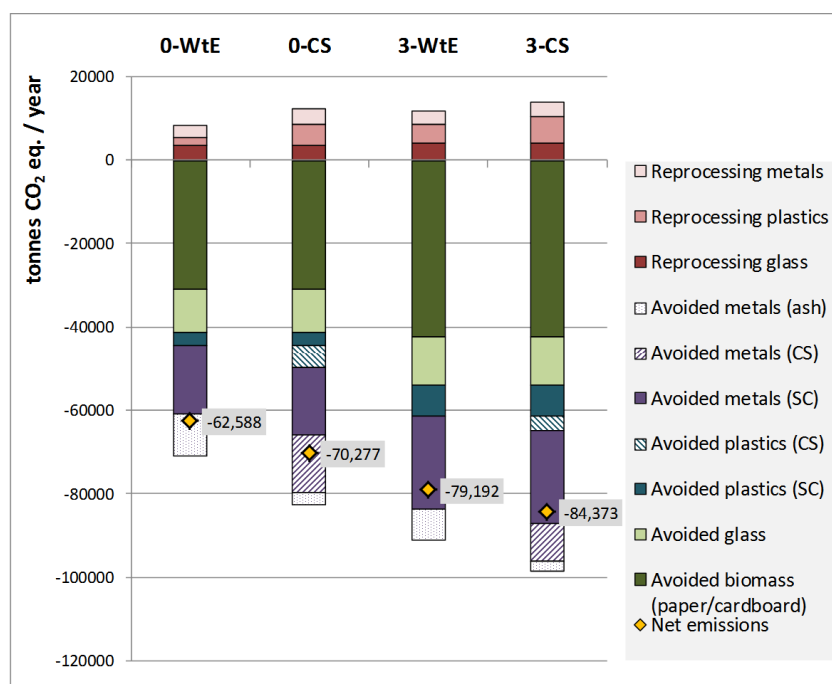
- Sammenlignet med resultaterne hvor biomassemarginalen afskrives over 100 år, vil afskrivning over 20 år betyde væsentlig forøgelse af de potentielle besparelser, særligt efter 2050.

Afslutningsvis kan det konkluderes, at central sortering udgør et vigtigt bidrag i forhold til at øge den fleksible el-produktion, selv når bioaffald indsamles separat ved husstanden. Supplerende central sortering vil have en positiv påvirkning i forhold til øgede besparelser i drivhusgasemissioner i en fremtid domineret af fornybare/vedvarende energikilder.

2.2.2.4 *Betaler det sig at ændre de eksisterende indsamlingssystemer til et system med kildeopdeling og indsamling af genanvendelige materialer (DuoFlex)? Og hvordan kan central sortering bidrage yderligere til materialegenindvinding?*

En af de største mulige ændringer af affaldshåndteringssystemet undersøgt i denne undersøgelse drejer sig om implementeringen af husstandsindsamling af kildeopdelte materialer (DuoFlex) i hele Fyns-området. Massestrøms-modellen forudsiger, at denne ændring vil øge indsamlingen af genanvendelige materialer væsentligt, fra de nuværende 29 % (relativ til den funktionelle enhed) til ca. 41 %. Modellen viser yderligere, at en betydelig mængde metal og plast kan udvindes direkte fra det blandede restaffald via den centrale sortering.

Figur 31 illustrerer byrder og besparelser i forhold til drivhusgasemissioner associeret med materialeoparbejdning, fordelt på materialefraktion, for system 0-WtE (eksisterende indsamlingssystemer), 0-CS (eksisterende indsamlingssystemer plus central sortering), 3-WtE (ny husstandsindsamling af genanvendelige materialer) og 3-CS (ny husstandsindsamling af genanvendelige materialer plus central sortering).



Figur 31: Byrder (positive værdier) forbundet med oparbejdning af materialer, og besparelser (negative værdier) forbundet med fortrængt produktion af jomfruelige materialer.

En række aspekter kan udledes af dette:

- Den største andel af besparelserne i reference systemet kan tilskrives fortrængt produktion af papir, pap og metaller. Metaller genvundet via slaggesortering bidrager også til mere end en tredjedel af besparelserne tilskrevet metaller.
- Ændringen af system 0 fra WtE til CS kan medføre betydelige drivhusgas-besparelser pga. ekstra genvundet plast og metal (besparelserne øges fra 62.000 til 70.000 ton CO₂ ækv./år).
- Overgangen, fra det eksisterende forskelligartede indsamlingssystem i området til et system med husstandsindsamling af kildeopdelte materialer (fra 0-WtE til 3-WtE), vil potentielt øge besparelserne med mere end 30 % (fra 62.000 til 79.000 ton CO₂ ækv./år).
- Selv med en effektiv husstandsindsamling af genanvendelige materialer, forventes det, at der stadig vil findes betydelige mængder plast og metal i restaffaldet. Central sortering vil som supplement kunne øge materiale genindvindingen yderligere, hvilket afspejles i drivhusgas-besparelserne i system 3-CS.

Fra et materialegenindvindingsperspektiv tyder CO₂-opgørelsen på at der vil være store miljømæssige besparelser i at ændre det eksisterende indsamlingssystem, samt supplere dette med central sortering af det tilbageværende restaffald.

2.2.2.5 Hvad er effekten af at importere forbrændingseget affald i det nutidige og nær-fremtidige tidsperspektiv?

I modellen er 4 danske affaldsforbrændingsanlæg inkluderet. Det gælder de tre primære forbrændingsanlæg anvendt til forbrænding af restaffald fra Fyns-området, samt forbrændingsanlægget i Haderslev som anvendes til forbrænding af rejekt fra DuoFlex-sorteringen hos Dansk Affald i system 3, 4 og 5.

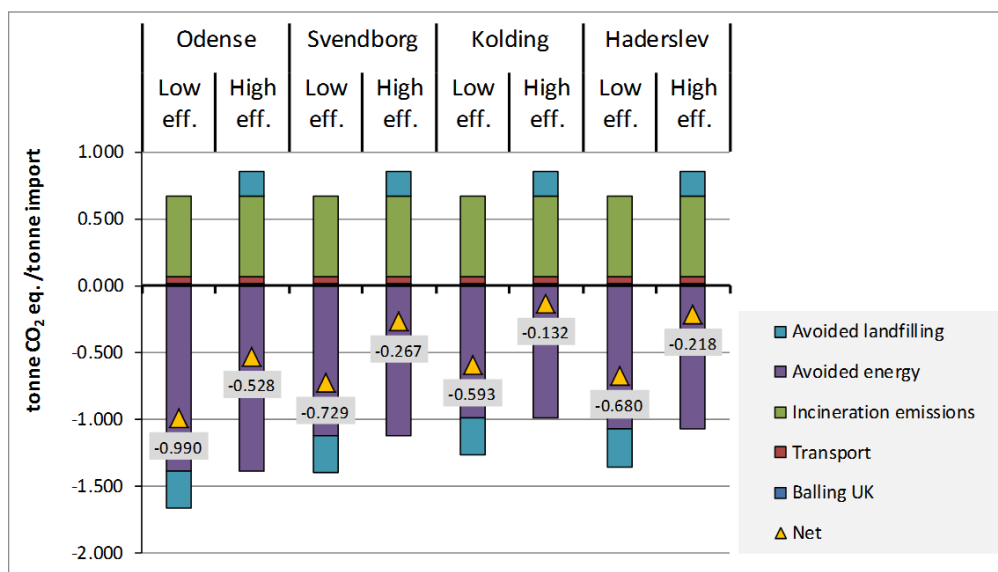
Forbrændingskapacitet er frigjort i alle systemerne, på nær reference systemet (0-WtE), som følge af ændringer i affaldshåndteringen. Denne frigjorte kapacitet kan anvendes til at håndtere importeret forbrændingseget affald, som forklaret i afsnit 0. Herved opretholdes forbrændingsanlæggene og energioutputtet, som i reference systemet, og desuden reduceres deponering af affald i lande som endnu ikke har tilstrækkelig kapacitet til at håndtere affaldet på anden vis.

På grund af karakteren af det skiftende energisystem i Danmark, og i henhold til de energimarginaler, der er anvendt til at simulere disse ændringer, vil import af affald medføre store drivhusgasbesparelser i det nutidige perspektiv. Effekten vil dog mindskes i takt med ændringerne i baggrundsenergien, og besparelserne vil derfor være mindre i det nær-fremtidige perspektiv, og måske fremstå som ekstra byrder i det fremtidige perspektiv. I alle tilfælde er størrelsen af besparelsen forskellig fra forbrændingsanlæg til forbrændingsanlæg. Netto besparelsen sammen med en opdeling af hvilke processer, der bidrager, er illustreret i Figur 32 og Figur 33 med henblik på de to typer deponi der undgås (lav vs høj effektivitet). Værd at bemærke, er at en gennemsnitsværdi er brugt til at bestemme af hele systemets CO₂-aftryk. Da alle processerne er mere eller mindre ens, bort set fra energigenindvindingen, forskellen i besparelsen afhænger derfor af, hvor effektiv energiudnyttelsen er på, hvert forbrændingsanlæg.

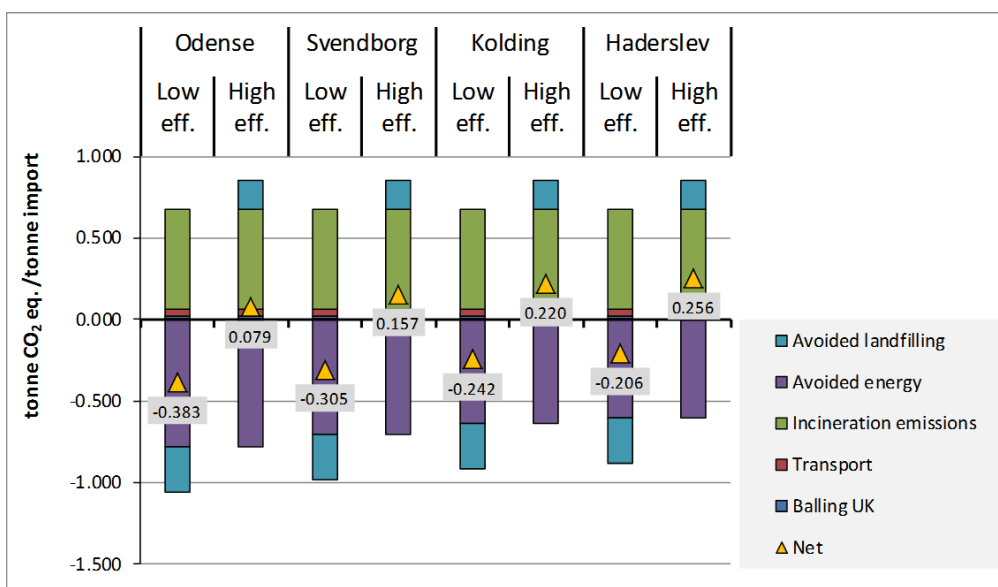
Figurene viser, at processen relateret til deponi i Storbritannien, hvori der er effektiv indsamling af gas og udnyttelse af denne i gasmotorer til elektricitetsproduktion, medfører netto besparelser i drivhusgas-

emissioner (hvilket skyldes indvinding og brug af gasser). Netto besparelserne relateret til affaldsforbrænding og energiudnyttelse i Danmark er dog meget større (i det nutidige perspektiv), hvilket dermed advokerer stærkt for import af affald i dag. I et nær-fremtidigt perspektiv viser resultaterne at alle fire anlæg vil bidrage med netto byrder fremfor besparelser, og afbrænding af affald fremstår derved som en miljømæssig byrde.

I tilfældet med mindre effektive deponi/lossepladser, hvor en mindre andel gas indvindes og flares, viser der sig store besparelser i forhold til at importere affald for alle fire forbrændingsanlæg – selv i et nær-fremtidigt perspektiv.



Figur 32: Drivhusgasbalance forbundet med import af 1 ton forbrændingsegnet affald i det nutidige tidsperspektiv



Figur 33: Drivhusgasbalance forbundet med import af 1 ton forbrændingsegnet affald i det nær-fremtidige tidsperspektiv

2.3 Konklusioner til del 2

2.3.1 Materialer og energigenindvinding

Hovedkonklusioner relateret til materiale strømme samt materiale og energigenindvinding er opsummeret i denne sektion.

Aspekter vedrørende materialegenindvinding

- Med hensyn til den funktionelle enhed anvendt i denne undersøgelse, dvs. 157.000 ton affald defineret som dagligt genereret husholdningsaffald, blev der via den nuværende indsamling (2013) indvundet 29 % genanvendelige materialer, svarende til ca. 45.000 ton. Genindvinding af metaller fra slaggesorteringen bidrager med yderligere 1-2 %, hvorved den samlede genindvindingsrate er 30-31 %.
- De fem simulerede alternative systemer indikererede at den separate indsamling vil stige til 50 % med kildesortering af bioaffald (system 2), 41 % med 2-strøms kildeopdeling af genanvendelige materialer (system 3), og til 63 % med kildesortering af både bioaffald og genanvendelige materialer (system 5).
- Systemvarianter med direkte energiudnyttelse af restaffaldet (WtE) opnåede yderligere 1-2 % genindvinding af metaller fra slaggesorteringen, hvorimod mekanisk og automatiseret sortering af restaffaldet i systemvarianter med central sortering bidrog med 5 % ekstra genindvinding i systemerne 0-2 og 3 % i systemerne 3-5. Dermed blev den samlede genindvinding i disse systemvarianter 55 % for system 2, 44 % for system 3 og 66 % for system 5.
- Materialer genindvundet til oparbejdning indeholder urenheder, som ikke egner sig til oparbejdning og mange gange er indholdet af fugt højere end det er i de tilsvarende jomfruelige materialer. Den faktiske materialegenanvendelsesrate vil derfor altid være signifikant lavere end genindvindingsraten.

Aspekter vedrørende energiindvinding

- Netto elektricitet indvundet fra affaldet (når forbruget i systemet er fratrasket) var højere i alle systemer simuleret med direkte energiudnyttelse af restaffaldet (WtE) sammenlignet med deres modstykker med central sortering (CS). Overordnet er der dog registreret en ændring i "kvaliteten" af den indvundne elektricitet, fra at være 100 % kontinuerlig i dag til 25-50 % fleksibel/regulerbar i systemer med produktion og udnyttelse af biogas. Den største andel af fleksibel elektricitet findes i systemvarianter med CS-ADwet/CS-ADdry, både i systemer med og uden separat indsamling af bioaffald.
- Netto varme indvundet viste også en signifikant reduktion ved sammenligning af WtE og CS varianter. 50 % og 80 % af den producerede varme i CS varianterne er dog af en bedre "kvalitet", på baggrund af at det kan udnyttes udelukkende i de kolde sæsoner (varme fra lagerbart RDF).
- Når fortsat udnyttelse af forbrændingskapacitet i regionen medregnes i systemerne (i det nutidige og nær-fremtidige tidsperspektiv), er det muligt at se en overordnet stigning i affaldsbaseret energi i regionen, til trods for at det lokale affald ledes væk fra forbrændingsanlæggene.

2.3.2 CO₂-aftryk af alternative systemer

Det globale opvarmningspotentiale af de totale drivhusgasemissioner i de 24 primære systemvarianter simuleret i denne undersøgelse (6 primære systemer, hver med 4 systemvarianter) blev analyseret med

hensyn til baggrundsenergisystemet i Danmark frem mod 2050 i fire forskellige tidsperspektiver, og også i forhold til hvorvidt bioaffaldet blev mono- eller fællesforgasset med gylle. De vigtigste aspekter er samlet i de følgende punkter:

- Ændringen fra direkte forbrænding af restaffald til at håndtere og sortere det centralt (både i det nuværende affaldshåndteringssystem og det alternative DuoFlex-lignende system) viste sig at være gavnlige fra et perspektiv af globalopvarmning i alle fire tidsperspektiver. Fordelene ved central sortering er trefoldige: (1) Besparelser i drivhusgasemissioner fra materialegenanvendelse, (2) drivhusgasbesparelser fundet med fleksibel energiproduktion (både el og varme) og (3) drivhusgasbesparelser forbundet med udnyttelse af importeret affald i forbindelse med frigjort forbrændingskapacitet.
- Separat indsamling af bioaffald viste sig at bidrage væsentligt til besparelser i drivhusgasemissioner sammenlignet med forbrænding af den organiske fraktion, hvis denne blev anvendt i gyllebaserede fællesanlæg til produktion af biogas. Med hensyn til de to "konsekvens"-perspektiver, dvs. fortrængt konventionel håndtering af gylle og fortrængt produktion af energiforgrøder. Sidstnævnte medførte de største potentielle drivhusgasbesparelser, hvilket skyldes fortrængte/undgået direkte og indirekte ændringer i arealanvendelse (ILUC/DLUC) forbundet med produktion af energiforgrøder.
- Systemvarianter med separat indsamling af bioaffald (fællesforgasning) og central sortering af restaffaldet opnår højere drivhusgasbesparelser end varianter med indsamling af bioaffald og direkte affaldsforbrænding. Faktisk opnår disse systemvarianter den største potentielle besparelse af alle systemvarianter i de tre tidsperspektiver, pga. den kumulative effekt af de faktorer, der er beskrevet i de to foregående punkter.
- Ved at ændre det eksisterende indsamlingssystem til et system baseret på kildeopdeling og husstandsindsamling af genanvendelige materialer (DuoFlex), viste der sig fordele i et perspektiv af global opvarmning, pga. store potentielle drivhusgasbesparelser forbundet med fortrængt produktion af jomfruelige materialer. Hertil kommer, på trods af, at central sortering kun viste sig at bidrage med omkring 3-5 % til den samlede materiale genindvinding i systemerne, bidrog central sorterede materialer med 7-10 % af de samlede systembesparelser i forhold til drivhusgasemissioner.

Overordnet kan det konkluderes, at systemforskelle eller ændringer i forhold til det eksisterende affaldshåndteringssystem i Fyns-området, som var modelleret i denne undersøgelse, får større betydning i takt med, at baggrundsbetingelserne ændres frem mod 2050 (det fremtidige og 2050+ tidsperspektiv). Undersøgelsen indikerer kraftigt, at der fra et perspektiv af global opvarmning er betydelige fordele forbundet med udvikling af affaldshåndteringssystemet i Fyns-området mod bedre synergi med baggrundssystemerne i fremtiden og også mod øget materialegenanvendelse.

3 Del 3: Økonomisk vurdering

Del 3 i denne rapport dokumenterer metoder anvendt i og resultater af den følgende budget-baserede økonomiske analyse relateret til fulde systemer præsenteret i del 2 i denne undersøgelse.

3.1 Metoder

3.1.1 Budgetøkonomisk analyse

Metoden anvendt til at sammenligne det eksisterende og mulige alternative affaldshåndteringssystemer i Fyns-området er en budgetøkonomisk analyse, som består af en redegørelse af omkostninger (costs) og indtægter (benefits) i hele systemet eksklusiv skatter og subsidier/tilskud. Forskellen mellem en budgetøkonomisk analyse og en samfundsøkonomisk analyse er, at en budgetøkonomisk analyse kun inkluderer de direkte økonomiske omkostninger/indtægter og ingen eksterne faktorer såsom omkostninger forbundet med miljømæssige byrder og besparelser. Skatteforvridningstab er ikke inkluderet. Landbrugs- og miljømæssige fordele ved biogas produktion er ikke værdisat i denne rapport, og er derfor ikke økonomisk anerkendte.

Elementer medtaget i denne analyse er: (1) investeringsomkostninger, (2) årlige kapitaludgifter (Capex), (3) driftsomkostninger (Opex) og (4) indtægter fra salg af funktionelle outputs såsom materialer og energi. Resultaterne er angivet som den samlede årlige nettoomkostning i systemet.

Med nogle vigtige begrænsninger dækker den økonomiske analyse de første tre tidsperspektiver undersøgt i denne rapport. Baggrundsenergi og råvare priser er blevet fremskrevet for de fremtidige tidsperspektiver baseret på fremskrivninger fra Energistyrelsen og Energinet. Der er dog ingen fremskrivninger for priser af materialer, og heller ikke for potentielle ændringer i Capex og Opex.

3.1.1.1 Investeringsomkostninger og kapitaludgifter

Informationer om investeringsudgifter blev indsamlet via en række forskellige kilder, såsom data fra kommunerne i området i forbindelse med de eksisterende faciliteter og indsamlingssystemer, danske benchmarkings-rapporter fra affaldssektoren (RenoSam, 2011), Energistyrelsen og Energinet.dk's teknologikatalog (DEA and Energinet, 2012) og en række konsulentrapporter og anden litteratur (Ea Energianalyse, 2014, Møller et al., 2013b, Cimpan et al., 2015a). Investeringsomkostningerne forbundet med den centrale sortering og forbehandling af bioaffald er blevet bestemt via direkte tekno-økonomisk modellering.

Kapitaludgifter (Capex) repræsenterer omkostninger relateret til investering og lån af kapital. Da alle investeringer har en levetid på under 35 år, anvendes en fikseret rente på 4 % i forhold til anbefalingerne fra Finansministeriet (Danish Ministry of Finance, 2013). De to centrale ligninger anvendt til beregning af Capex er præsenteret nedenfor:

$$\text{Capex} = \text{IC} * \text{CRF}$$

$$\text{CRF} = i * (1+i)^n / [(1+i)^n - 1]$$

IC står for investeringsomkostninger (investment cost).

CRF står for capital recovery factors, som er beregnet ved brug af i , som er den kapitale udlånsrente og n , som er aktivernes levetid. Aktivernes levetid (afskrivningsperioder) er forskellige fra bygninger (20-25 år), maskiner (8-15 år) og mobilt udstyr (5-8 år).

3.1.1.2 Driftsomkostninger

Driftsomkostninger (Opex) består af udgifter til arbejdskraft (lønninger), energi (el, varme og brændsel), reparationer/vedligeholdelse og forsikringer. De fleste data relateret til driftsomkostninger stammer fra de samme kilder som investeringsomkostningerne præsenteret ovenfor.

3.1.1.3 Indtægter forbundet med salg af funktionelle outputs

Priser på eller værdier af genanvendelige materialer fra separat indsamling og følgende central sortering af restaffaldet, anvendt i modellen, repræsenterer et genesnit af et stort interval for variation. Både minimum og maksimum grænser for disse intervaller kan ændres for at teste de forskellige prisniveauer. Kommunerne i området har udgjort den primære kilde til prisdata (særligt priser for materialer indsamlet på genbrugspladser) og også konsulentrapporter såsom Møller et al. (2013b) og Jakobsen et al. (2014). Priserne for materialer indvundet via central sortering blev estimeret på basis af det rene material eindhold samt prisniveauer for lignende anlæg placeret i Tyskland.

3.1.2 Udvalgte systemer og udgiftsalternativer

Tabel 21 nedenfor giver et overblik over hvilke systemer der er inkluderet i den økonomiske analyse.

Tabel 21: overblik over systemer inkluderet i den økonomiske analyse

System arktyper	Separat indsamling	Behandling af restaffaldet			
		WtE: Forbrænding (energi-udnyttelse)	CS-ADwet: Central sortering + våd bioforgasning	CS-ADdry: Central sortering + tør bioforgasning	CS-Biodry: Central sortering + biologisk tørring
System 0	Eksisterende ordninger	0-WtE	0-CS-ADwet	0-CS-ADdry	0-CS-Biodry
System 2	Eksisterende ordninger + bioaffald SF og MF	2-WtE	2-CS-ADwet	2-CS-ADdry	2-CS-Biodry
System 3	2-strøms kildeopdeling	3-WtE	3-CS-ADwet	3-CS-ADdry	3-CS-Biodry
System 5	2-strøms kildeopdeling + bioaffald SF og MF	5-WtE	5-CS-ADwet	5-CS-ADdry	5-CS-Biodry

Fire forskellige muligheder for anvendelse af biometan og RDF er desuden overvejet i beregningerne, for på den måde at udforske hvorvidt den overordnede systemøkonomi kan forbedres. Mulighederne er som følger:

- Biometan til produktion af elektricitet og varme samt RDF til kraftvarmeproduktion
- Biometan til salg samt RDF til kraftvarmeproduktion
- Biometan til produktion af elektricitet og varme samt RDF anvendt i varmekedler
- Biometan til salg samt RDF anvendt i varmekedler

3.1.3 Opgørelse

3.1.3.1 Indsamling

Størrelsesinddeling af indsamlingssystemet

Indsamlingsordningerne er forskellige fra enfamilie- til etageboliger. Mindre individuelle beholdere tilskrives enfamilieboliger (0,14-0,24 m³), hvorimod større fælles beholdere deles af flere familier ved etageboligekomplekser (0,40 og 0,66 m³). De anvendte beholder typer er præsenteret i Tabel 22.

Tabel 22: Typer af indsamlingsbeholdere i systemerne

System	Enfamilieboliger (husstandsindsamling)					Etageboliger (husstandsindsamling)				Kubesystemet	
	Restaffald	Papir	Andet	2-strøms	Bioaffald	Restaffald	Papir	2-strøms	Bioaffald	Papir/ pap	Glas
0-WtE	190 L	140 L	240 L		140 L	400 L/660 L	660 L			2500 L	2500 L
0-CS	190 L	140 L	240 L		140 L	400 L/660 L	660 L			2500 L	2500 L
2-WtE	140 L	140 L	240 L		140 L	400 L/660 L	660 L		400 L	2500 L	2500 L
2-CS	140 L	140 L	240 L		140 L	400 L/660 L	660 L		400 L	2500 L	2500 L
3-WtE	190 L			240 L	140 L	400 L/660 L		400 L/660 L			
3-CS	190 L			240 L	140 L	400 L/660 L		400 L/660 L			
5-WtE	140 L			240 L	140 L	400 L/660 L		400 L/660 L	400 L		
5-CS	140 L			240 L	140 L	400 L/660 L		400 L/660 L	400 L		

Hos enfamilieboligere tilskrives hver husholdning en beholder til hver strøm, der indsamles, hvorimod det blev beregnet hvor mange husholdninger, der var forbundet til de større beholdere tilskrevet etageboligerne. I sidstnævnte tilfælde antages det at der i gennemsnit er en 50:50 fordeling i Fyns-området i forhold til anvendes af 0,40 m³ og 0,66 m³ beholdere. Antallet af husholdninger forbundet til en beholder blev dermed beregnet på baggrund af beholderens størrelse, antallet af tømninger/afhentninger per år og voluminet af den indsamlede affaldsstrøm. For begge typer af husholdninger var tømningfrekvensen beregnet på basis af mængden af affald genereret per år (på volumenbasis), med den antagelse at en beholder fyldes 70-80% før den tømmes. Indsamlingsfrekvensen og antallet af familier forbundet med hver beholder er præsenteret i Tabel 23 og Tabel 24.

Flere kommuner i Fyns-området har i deres eksisterende indsamlingsordning implementeret indsamling af glas og papir via kuber/miljøstationer. Det blev antaget at 200 husholdninger i gennemsnit er forbundet til én kube, som indsamles månedlig. Antallet af kuber blev dermed beregnet på basis af den samlede mængde af papir og glas der blev indsamlet via kubesystemet i 2013.

Tabel 23: Indsamlingsfrekvens (antal/år)

System	Enfamilieboliger (husstandsindsamling)					Etageboliger (husstandsindsamling)				Kubesystemet	
	Restaffald	Papir	Andet	2-strøms	Bioaffald	Restaffald	Papir	2-strøms	Bioaffald	Papir/ pap	Glas
0-WtE	26	13	13		26	26	13			13	13
0-CS	26	13	13		26	26	13			13	13
2-WtE	26	13	13		26	26	13		52	13	13
2-CS	26	13	13		26	26	13		52	13	13
3-WtE	26			13	26	26		13			
3-CS	26			13	26	26		13			
5-WtE	26			13	26	26		13	52		
5-CS	26			13	26	26		13	52		

Tabel 24: Antal familier forbundet med indsamlingsbeholdere

System	Enfamilieboliger (husstandsindsamling)					Etageboliger (husstandsindsamling)				Kubesystemet	
	Restaffald	Papir	Andet	2-strøms	Bioaffald	Restaffald	Papir	2-strøms	Bioaffald	Papir/ pap	Glas
0-WtE	1	1	3		1	7	15			200	200
0-CS	1	1	3		1	7	15			200	200
2-WtE	1	1	3		1	9	15		30	200	200
2-CS	1	1	3		1	9	15		30	200	200
3-WtE	1			1	1	8		8			
3-CS	1			1	1	8		8			
5-WtE	1			1	1	10		8	30		
5-CS	1			1	1	10		8	30		

Indsamlingsomkostninger

Indsamlingsomkostningerne i denne analyse inkluderer investering og vedligeholdelse af indsamlingsbeholdere (forskellige beholderstørrelser og kuber) samt priser forbundet med tømning af beholdere. Sidstnævnte repræsenterer investerings- og driftsomkostninger (dvs. brændstof, løn, vedligeholdelse) forbundet med indsamlingsbiler. Basisdata blev taget fra Møller et al. (2013b), som blev bekræftet af data fra kommunerne i Fyns-området (Odense, Kerteminde, Assens, Faaborg-Midtfyn og Svenborg).

Yderligere omkostninger, som ikke er inkluderet i denne undersøgelse, er relateret til plast eller papirposer anvendt i indsamlingen samt udgifter til oplysningskampagner, der må findes nødvendige i forbindelse med implementering og introduktion af nye indsamlingsordninger.

Tabel 25: Primære udgiftsrelaterede parametre i affaldsindsamling

	Volumen	Pris	Levetid	Kapitaludgift	Vedligeholdelse	Tømning
	m ³	kr./beholder	år	kr./år	kr./beholder/år	kr./tømning
Husstands skraldespand	0,14	190	8	28	8	12
Husstands skraldespand	0,19	220	8	33	9	13
Husstands skraldespand	0,24	240	8	36	10	14
2-kamret beholder	0,24	350	8	52	14	15
Husstands skraldespand	0,40	800	8	119	32	22
Husstands skraldespand	0,66	900	8	134	36	23
Kube til papir	2,50	5500	10	678	220	100
Kube til glas	2,50	6000	10	740	240	100

3.1.3.2 Omkostninger forbundet med fjerntransport

Enhedsomkostningerne (kr/ton*km) var baseret på COWI's arbejde (Møller et al., 2013b), og heri medregner de forskelle i læs størrelser og biltype anvendt i transporten. Er transporten til den første proces i systemet mindre end 15 km, er prisen for denne inkluderet i tømningsprisen.

Tabel 26: Afstand og omkostning forbundet med fjerntransport

	Udgift	Transfer andel og distance		Afstand til sluthåndtering		Transfer omkostninger	Omkostninger ved sluthåndtering	
		Andel	Distance	System 0-2	System 3-5		System 0-2	System 3-5
	Kr./ton*km	%indsamlet	km	km	km		Kr./ton	Kr./ton
Papir	0,28	50 %	50	300	200	14	84	56
Pap	0,32	50 %	50	300	200	16	96	64
Plast folie	0,35	-	-	570	460	-	200	161
Hård plast (polymere)	0,35	-	-	-	460	-	-	161
Blandet hård plast	0,35	-	-	570	-	-	200	-
Fe-metaller	0,02	-	-	7500	7500	-	150	150
NF-metaller (Al, andre NF)	0,28	-	-	700	700	-	196	196
Glas	0,28	-	-	100	200	-	28	56
Blandet metal	0,28	50 %	50	-	-	14	-	-
Rådnere	0,43			10	10	-	4,3	4,3
Bioaffald	0,28	100 %	100	-	-	28	-	-
Restaffald	0,28	50 %	50	-	-	14	-	-
2-strøms kildeopdelt materiale	0,32	100 %	150	-	-	48	-	-

3.1.3.3 Omkostninger forbundet med sortering og håndtering af affald

Omkostningerne forbundet med håndtering af affald på forskellige anlæg samt anlæggenes kapacitet er præsenteret i Tabel 27.

Tabel 27: Investerings- og forarbejdningsomkostninger forbundet med de forskellige anlæg

		Kapacitet	Investering	CAPEX	OPEX	Total udgift	Total udgift
Facilitet	enhed	Enhed/år	mio. kr.	mio. kr./år	mio. kr./år	mio. kr./år	kr. /enhed
Genbrugsplads	ton v.v.	n.a	n.a	n.a	n.a		400
Papir sortering and balletering	ton v.v.	50.000	30,00	2,50	3,50	6,00	120
Metal sortering	ton v.v.	n.a	n.a	n.a	n.a		50
2-strøm (Papir/pap/folie) 1	ton v.v.	100.000	40,00	3,33	4,67	8,00	80
2-strøm (Glas, metal, plast) 2	ton v.v.	50.000	89,28	11,16	22,32	33,48	670
Organisk pulper	ton v.v.	60.000	36,90	4,30	4,14	8,44	141
CS-ADwet	ton v.v.	100.000	126,57	16,97	23,90	40,87	409
CS-ADdry	ton v.v.	100.000	208,74	22,97	25,81	48,78	488
CS-Biodry	ton v.v.	100.000	159,42	18,98	24,23	43,21	432
Forbrænding	ton v.v.	200.000	1000,00	73,58	69,00	142,58	792
Biogas anlæg (CS-ADwet)	ton v.v.	300.000	82,50	6,07	7,60	13,67	46
Biogas anlæg (kildesortet)	ton v.v.	300.000	82,50	6,07	7,60	13,67	46
Biogas opgradering	Nm ³	8.000.000	20,69	2,55	1,55	4,10	0,51
Gas motor	MWh el.	49.800	77,30	5,69	3,41	9,10	183
Afvanding af rådnere	ton TS	n.a	n.a	n.a	n.a		2000
Afbrænding af slam	ton v.v.	n.a	n.a	n.a	n.a		450
Kompost anlæg	ton v.v.	n.a	n.a	n.a	n.a		200
Fjernvarmekedel (RDF)	GJ	1.440.000	409,20	30,11	35,79	65,90	46

Sorteringsanlæg og kvalitetskontrol af materialer

Omkostningerne forbundet med brug af genbrugspladser blev estimeret til gennemsnitligt 400 kr. pr. ton affald. Denne udgift dækker kun kapital- og driftsomkostninger, og inkluderer derfor ikke omkostninger ved afskaffelse (dagenanvendelige materialer ikke skal afskaffes i sin forstand) eller indtægter forbundet med salg af materialer. Den primære kilde til information har været benchmarking rapporten fra RenoSam (RenoSam, 2011) og informationer leveret af kommunerne.

Omkostningerne forbundet med kvalitetskontrol og balletering af papir (af operatører såsom Marius Pedersen A/S) og omkostningerne forbundet med sortering af den blandede strøm af papir, pap og plast folie fra 2-strømsindsamlingen er baseret på forskellige størrelser af papirsorteringsanlæg præsenteret i Møller et al. (2013) og Jakobsen et al. (2014).

Omkostningerne forbundet med sortering af den blandede strøm af metaller, glas og plast emballage fra 2-strømsindsamlingen er estimeret på baggrund af omkostninger forbundet med mellemstørrelse emballagesorteringsanlæg i Tyskland (Cimpan et al., 2015b).

Affaldsforbrænding

En række forskellige kilder er anvendt for at estimere investerings- og driftsomkostninger forbundet med affaldsforbrænding.

For det første skal det understreges, at de faktiske udgifter, i forbindelse med affaldsforbrænding på de tre eksisterende anlæg i Fyns-området, ikke er anvendt i den økonomiske vurdering. Omkostningerne anvendt i undersøgelsen afspejler (tilsvarende det centrale sorterings anlæg) etablering og drift af et nyt anlæg med en kapacitet på 200.000 ton/år. Den primære kilde til information har været Energistyrelsens teknologikatalog (DEA and Energinet, 2012), benchmarking rapporten fra RenoSam (RenoSam, 2011) og projektdata indsamlet på Syddansk Universitet fra anlæg såsom Reno-Nord (Aalborg). For det andet, blev det antaget, at i takt med, at mindre restaffald er til rådighed i systemet, vil omkostningerne forbundet med håndtering af den resterende mængde affald ikke påvirkes. Dette baseres på den betingelse, at affaldsforbrændingskapaciteten altid vil forsøges fuldt udnyttet, i dette tilfælde for eksempel med import af forbrændingsegnet affald fra andre lande end Danmark.

Forbehandling og bioforgasning af bioaffald

Økonomiske data forbundet med forbehandling af bioaffald via pulping (Ecogi/Cellwood) blev fundet i en rapport af Niras (2013).

Som baseline antages det for alle systemer med biogasproduktion, at kapaciteten af biogasanlægget ikke er begrænset i forhold til den mængde organisk materiale der udnyttes til biogasproduktion i systemerne. Dette betyder, at vi ikke medregner etableringen af relativt små dedikerede anlæg til håndtering af det i systemerne separerede organiske materiale. Nærmest modsat antages det at bioaffaldet transporteres ca. 100 km til et stort anlæg (300.000 ton/år) placeret i Jylland, hvor både forbehandlingen og selve bioforgasningen finder sted. Tilsvarende antages det, at den organiske fraktion, der udsorteres i den centrale sorteringsproces med efterfølgende våd bioforgasning, tilføres større anlæg (300.000 ton/år) som samtidig kan stå for håndtering af spildevandsslam.

Investerings- og driftsomkostninger forbundet med biogasanlæg er baseret på rapporten lavet til Energistyrelsens Biogas Taskforce af Ea Energianalyse (Ea Energianalyse, 2014).

Biogas; opgradering og anvendelse

Den i systemerne producerede biogas opgraderes til en kvalitet svarende den for naturgas, hvorefter den under tryk tilføres til gasnettet. Selve opgraderingen kan foregå på biogasanlæggene eller i en eller flere store opgraderingsanlæg. Procesenheden består af flere dele. Udover selve gasbehandlingen kræves der en nettilslutning til naturgasnettet. Det omfatter en tryksætning til trykket i naturgasnettet (40 bar ved større opgraderingsanlæg), udstyr til måling af gaskvaliteten, odorisering og selve den mekaniske nettilslutning. Omkostningerne forbundet med selve stikledningen ikke medtaget, da denne er stærkt afhængig af den faktiske afstand fra biogasanlægget til naturgasnettet.

Opgraderingsanlæggenes kapacitet angives typisk i Nm^3 biogas på input-siden. Denne kapacitet er her regnet om til en driftskapacitet i $\text{Nm}^3 \text{CH}_4$ på input-siden under antagelse en overdimensionering på godt 10 % af gennemsnitsproduktionen, der tager hensyn til at biogasproduktionen aldrig vil være helt konstant. De 10 % overdimensionering svarer til ca. 8000 fuldlasttimer ved fuld planlagt belastning. I dette arbejde medtages det at opgraderingsfaciliteten er temmelig stor, med en kapacitet på 1000 Nm^3 biogas/time. En samlet investering, inklusiv opgradering, oxidation af metan og tilslutning til gasnettet (kompression på 7 bar (outlet tryk fra vådskrubbesystemet) til 40 bar (netværkstrykket)), på 35.000 kr./ $\text{Nm}^3 \text{CH}_4$ /time blev anvendt jf. Ea Energianalyse (2014).

Det antages at biometanen anvendes i fleksibel produktion af elektricitet (og varme) ved forbrænding i gasmotorer. Investerings- og driftsomkostninger er baseret på Energistyrelsens Teknologikatalog.

Central sortering

Investerings- og driftsomkostninger forbundet med CS-ADwet, præsenteret i Tabel 27, indeholder mekanisk forarbejdning samt raffinering af den udsorterede organiske masse via pulpning. I denne variant af central sortering er bioforgasning ikke direkte inkluderet i omkostningerne for det centrale sorteringsanlæg. I varianten med CS-ADdry medregne mekanisk forarbejdning samt tør bioforgasning, og tilsvarende medregnes mekanisk forarbejdning samt den biologiske tørringsenhed i varianten med CS-Biodry.

Investerings- og driftsomkostninger er baseret på en tekno-økonomisk model etableret op Syddansk Universitet, hvilken i skrivende stund ikke er offentliggjort.

3.1.3.4 Salg af materialer

Prisintervallet for variation det overvejes i denne undersøgelse samt de gennemsnitlige priser anvendt i vurderingen af indtægterne forbundet med salg af materialer er præsenteret i Tabel 28.

Tabel 28: Materiale priser

	Materialer fra separat indsamling			Materialer fra central sortering		
	Lav grænse (kr./ton)	Høj grænse (kr./ton)	Gnsn. værdi (kr./ton)	Lav grænse (kr./ton)	Høj grænse (kr./ton)	Gnsn. værdi (kr./ton)
Papir	500	1000	750			
Pap	400	800	600			
Plast folie	400	2000	1200	300	1500	900
Hård plast (polymer)	1000	2500	1750	700	2000	1350
Blandet hård plast	-2000	0	-1000			
Fe-metaller	1000	1500	1250	400	800	600
NF-metaller (Al, andre NF)	4000	8000	6000	2000	4000	3000
Glass	-100	-50	-75			

3.1.3.5 Energi og energiråvare prisdata

Alle fremtidige energi- og brændstofpriser er beregnet som samfundsøkonomiske priser og inkluderer derfor ikke skatter og subsidier. Det skal derfor understreges at der er stor usikkerhed prisestimerne, og metode og kilder bag estimerne er præsenteret gennemskueligt under de følgende punkter.

Tabel 29: Energi og energiråvare priser i de tre tidsperspektiver

		Nutid 2012-2020	Nær-fremtid 2020-2035	Fremtid 2035-2050	
Energi priser	Enhed	kr./enhed	kr./enhed	kr./enhed	Kilde
Elektricitet, kontinuerlig	MWh	290	430	500	Energinet.dk
Elektricitet, fleksibel	MWh	290	500	590	Energinet.dk
Varme, kontinuerlig	GJ	73	67	74	Baseret på egne beregninger
Varme, fleksibel	GJ	73	80	88	Baseret på egne beregninger
Råvarepriser	Enhed	kr./enhed	kr./enhed	kr./enhed	Kilde
Naturgas	GJ	70	77	82	DEA (2014)
Naturgas	Nm ³	2,8	3,1	3,3	Baseret på brændværdien af naturgas (LVH)
Biometan	Nm ³	2,8	3,1	3,3	Samme værdi som for naturgas er antaget
SNG fra biomasse	GJ			200	Tunå og Hulteberg (2014) og ikke offentliggjorte data fra Ea Energiaalyse
Biometan	Nm ³			6,4	Beregnet på baggrund af 2/3 SNG og 1/3 naturgas
Halm	GJ	41	52	56	DEA (2014) og Bang et al. (2013)
Træflis	GJ	50	60	65	DEA (2014) og Bang et al. (2013)

Fremtidige produktionspriser; elektricitet og varme

De nuværende elektricitetspriser er et gennemsnit for Nord Pool Spot markedet i 2013. Prisniveauerne for 2035 er estimeret op basis af simulerede tidsserier fra Energinet.dk. Simuleringerne er baseret på et scenarie, hvori den danske miljøpolitik er en anelse mere ambitiøs end den nuværende europæiske dagsorden, og at Danmark opretholder det nuværende niveau for samarbejde med andre europæiske lande.

Ligesom det var gældende for elektricitetsmarginalen anvendt i CO₂-opgørelsen, er der i det nutidige tidsperspektiv ingen forskel (i pris) på fleksibel og kontinuerlig produktion af elektricitet. På grund af øget brug/produktion af sol og vindenergi i 2035, er det estimeret, at behovet/efterspørgslen vil blive mødt af sol og vindkraft ca. 50 % af året (overskudsbetingelser), og de resterende 50 % af tiden vil det være nødvendigt at anvende andre kilder til produktionen (underskudsbetingelser). Der er naturligvis væsentlige prisforskelle mellem perioder med underskud og perioder med overskud af elektricitet. Baseret på prisprojektioner af Energinet.dk, har vi taget et gennemsnit for 2035 som repræsentant for værdien/prisen af kontinuerlig elektricitetsproduktion fra affald, og ligeledes repræsenteres fleksibel produktion af elektricitet af en gennemsnitsværdi/pris for underskudsperioderne. Der eksisterer ingen fremskrivninger for 2050, hvilket giver endnu større usikkerhed. For at kunne medregne mulige prostrigninger mellem 2035 og 2050, har vi lavet en grov antagelse; at 2035 gennemsnitsprisen for underskudsperioder kunne repræsentere prisen for kontinuerlig elektricitetsproduktion i 2050. Prisen for fleksibel

elektricitetsproduktion er derimod en gennemsnitspris, der repræsenterer de 5 % af det samme år med den højeste markedspris.

Varmeproduktion i affaldshåndteringssystemet erstatter fjernvarme produceret af andre kilder. Priserne forbundet med produktion af fjernvarme i de tre tidsperspektiver er baseret på den marginale varme antaget for den givne periode (enten tilhørende kontinuerlig eller fleksibel produktion), og er bestemt ud fra summen af produktionsomkostninger og råvarepriser (som leveres til varmeanlægget). Produktionsomkostningerne for fjernvarme baseret på naturgas, biomasse og elektriske varmepumper er præsenteret i Tabel 30, hvorimod fremskrivninger af råvarepriser er præsenteret i Tabel 29.

Tabel 30: Produktionsomkostninger forbundet med fjernvarme

		Kapacitet	Investering	CAPEX	OPEX	Total udgift	Total udgift
Facilitet	enhed	enhed/år	mio. kr.	mio. kr./år	mio. kr./år	mio. kr./år	kr. /enhed
Fjernvarmekedel, træflis	GJ	345.600	71,42	5,26	3,86	9,11	26
Fjernvarmekedel, gas	GJ	288.000	7,44	0,55	0,28	0,82	3
Fjernvarme, varmepumper	GJ	288.000	50,59	3,72	0,41	4,13	14

Fremtidige priser på naturgas

De nuværende gaspriser er baseret på markedsprisen fra Gaspoint Nordic. De fremtidige priser for naturgas er baseret på *the New Policy Scenario* fra rapporten *World Energy Outlook 2013*, som er udgivet af Det Internationale Energiagentur (International Energy Agency). Prisfremskrivninger (konverteret til danske kroner (kr./GJ)) er offentliggjort af den danske Energistyrelse (DEA, 2014). Priserne inkluderer transport og andre afgifter/gebyr ved levering på danske kraftværker. Den gennemsnitlige årlige prisstigning mellem 2015 og 2035 er vurderet at fortsætte frem mod 2050.

I alternativet, hvor biometan er solgt direkte på markedet, hvorved energiproduktionen i sig selv ikke medregnes, er det antaget at den maximale værdi som biometan kan opnå er svarende til den for naturgas.

Fremtidige priser på biomasse (træflis og halm)

Nuværende priser for træflis (og halm) og fremskrivninger mellem 2012 og 2050 er baseret på DEA (2014) og Bang et al. (2013). Priserne inkluderer alle gebyrer inkl. transport til indgangen ved et dansk kraftværk. Fundamentet for fremskrivningen er en antagelse om regional og global efterspørgsel for biomasse til energiproduktion som beskrevet i *The New Policy scenario* i IEA rapporten *World Energy Outlook 2012*.

Fremtidig SNG fra biomasse

Ifølge antagelserne i denne undersøgelse vil 75 % af den fleksible elektricitetsmarginal være gas-baseret i det fremtidige tidsperspektiv (2035-2050). Denne vil bestå af 1/3 naturgas og 2/3 biomassebaseret syntesegas (SNG). I omkostningsscenariet, hvor biometan sælges direkte, er det derfor antaget at værdien af biometan vil svare til værdien af denne gasblanding i den fleksible elektricitetsmarginal.

Prisen på biomassebaseret SNG er estimeret ved at opsummere omkostningerne ved produktion af SNG fra Tunå og Hulteberg (2014) og tilføje yderligere omkostninger forbundet med opgradering af CO₂ ved hydrogenering jf. beregninger fra Ea Energianalyse (ikke publiceret).

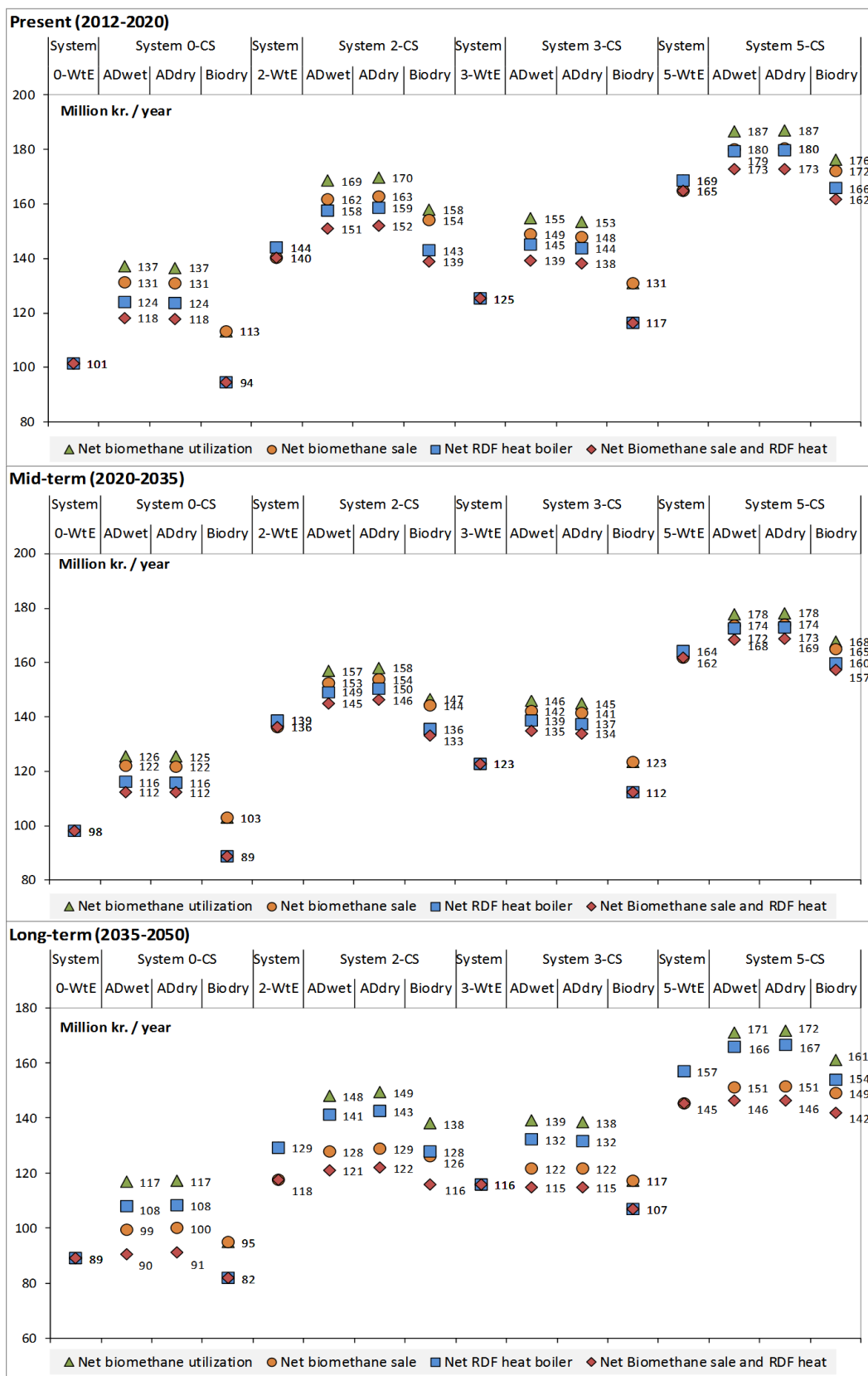
3.2 Resultater og diskussion

3.2.1 Overordnede resultater

Et overblik over de årlige nettoomkostninger for systemerne i de tre tidsperspektiver er givet i Figur 34. Netto systemomkostningerne blev beregnet som summen af alle systemomkostningerne, hvorefter alle systemindtægterne (fra salg af funktionelle outputs) blev trukket fra. En inddeling, der viser de forskellige systemdeles bidrag, er illustreret i Figur 35 for det første omkostningsalternativ, dvs. med anvendelse af biometan, hvorimod figurer for de tre andre omkostningsalternativer er placeret i bilag 3 i denne rapport.

I Figur 34 ses det, at nettosystemomkostningerne for alle systemerne var højest i det nutidige tidsperspektiv, hvorefter de aftog i det nær-fremtidige og fremtidige perspektiv. Dette skyldes hovedsageligt øgede indtægter i de fremtidige perspektiver, hvilket grunder i højere priser/større værdi af affaldsenergi. Selvom priser for brændstof og energi forventes at stige i fremtiden, forventes det, at kapital- og driftsomkostningerne vil forblive på niveau med de nuværende. Med stor hensyntagen til de valgte parametre forbundet med omkostninger i denne undersøgelse, kan nogle vigtige aspekter relateret til systemernes nettoomkostninger pointeres i den følgende:

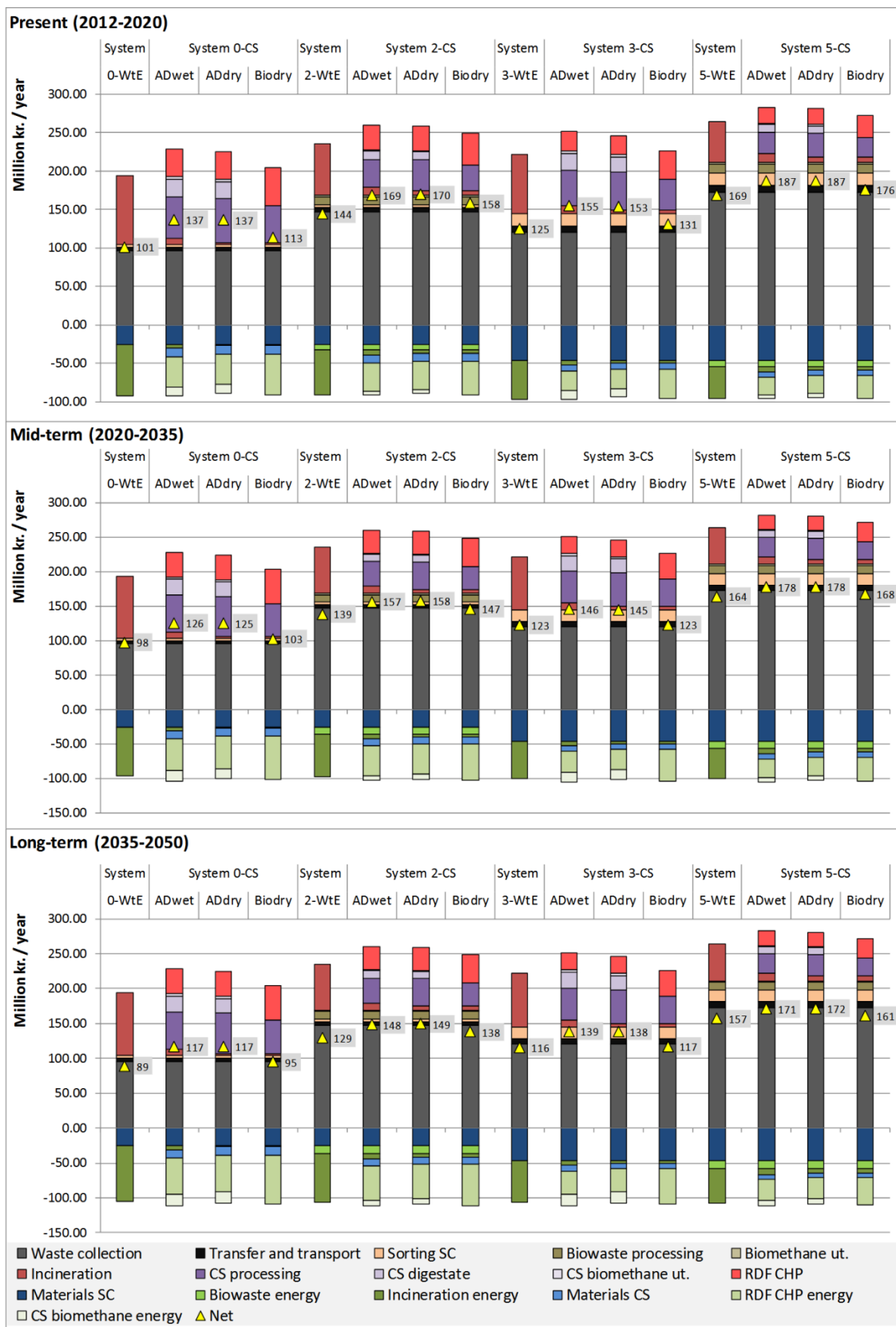
- Systemvarianter med central sortering har tendens til at vise højere nettosystemomkostninger sammenlignet med systemvarianter med direkte affaldsforbrænding; lige med undtagelse af CS-Biodry-varianter i alternativet hvor al RDF produceret i systemet er anvendt i produktion af varme. Faktisk opnår denne variant under disse betingelser en reduktion i nettosystemomkostningerne sammenlignet med varianter med direkte forbrænding (WtE).
- Der var en større stigning i omkostninger mellem system 0 og system 2, 3 og 5, hvilket associeres med øget husstandsindsamling i forhold til bioaffald og genanvendelige materialer.
- Forskelle i nettosystemomkostningerne mellem varianter med direkte forbrænding og varianter med central sortering falder væsentligt fra det nutidige til det fremtidige tidsperspektiv, hvilket skyldes den øgede værdi af fleksibel energi som er overvejet i denne undersøgelse.
- Omkostningsalternativet, hvor hele kæden af energiproduktion fra biometan var inkluderet (dvs. forbrænding af biometan i en gasmotor og salg af el og varme), synes at pådrage sig en anelse højere omkostninger end det alternativ, som kun medtager direkte salg af biometanet.
- Det alternativ, hvor RDF anses for at blive brugt udelukkende til fjernvarmeproduktion, viste en betydelig reduktion i nettoomkostningerne sammenlignet med alternativer, hvor RDF bruges til kraftvarmeproduktion (el/varme). Forskellen i nettoomkostningerne skyldes (1) de lavere driftsomkostninger forbundet med en RDF-varmekedel sammenlignet med et kraftvarmeværk/forbrændingsanlæg, og (2) den højere energieffektivitet antaget for varmekedlen (97 %) sammenlignet med kraftvarmeværket (samlet 84 %).
- I det fremtidige tidsperspektiv, og scenariet hvori biometan sælges og RDF anvendes i varmekedler, udviste CS-varianter samme systemomkostninger som WtE-varianterne, hvorved forskellene i det nutidige og nær-fremtidige tidsperspektiv er elimineret. Dette er i særdeleshed forbundet med effekten af indkomsten fra salg af biometan ved den estimerede værdi af syntese gas (som er betydeligt højere end værdien af naturgas).



Figur 34: Overblik over resultaterne fra den økonomiske analyse; nettosystemomkostninger

Følgende kommentarer kan knyttes til de individuelle bidrag fra de forskellige systemkomponenter (Figur 35):

- Summen af omkostningerne i det eksisterende system, som håndterer 157.000 ton affald i Fyns-området i 2013 er estimeret til 190 mio. kr./år., hvorimod de samlede indtæger fra salg af materialer og energier er estimeret til 90 mio. kr./år.
- Indsamlingsomkostningerne udgør den største andel af udgifter i alle systemerne. Udgifter forbundet med indsamling svarer til 96 mio. kr./år i system 0 (eksisterende indsamling i området), 147 mio. kr./år i system 2 (med yderligere indsamling af bioaffald), 121 mio. kr./år i system 3 (med DuoFlex-lignende indsamlingssystem) og 173 mio. kr./år i system 5 (både indsamling af bioaffald og DuoFlex).
- De samlede systemomkostninger stiger fra 190 mio.kr/år (0-WtE) til maksimalt 283 mio. kr./år i system 5-CS-ADwet, hvorimod de samlede indtægter stiger til et maksimum af 114 mio. kr./år i det fremtidige perspektiv. De samlede udgifter og indtægter for alle systemerne i de fire omkostningsalternativer er samlet i en tabel i bilag 3.
- I alle systemvarianter medfører CS-ADwet og CS-ADdry de største omkostninger. Opdelingen af udgifterne viser, at dette skyldes afvanding af rådneresten og/eller forbrænding af rådneresten, hvilke begge medfører store udgifter.
- CS-Biodry varianter opnår udgifter og indtægter svarende til dem for WtE varianter. Med RDF anvendt i kraftvarmeproduktion er nettoomkostningerne en anelse højere (4-7 mio. Kr./år) end WtE, hvorimod med RDF anvendt i RDF-varmekedler er nettoomkostningerne en anelse lavere (3-9 mio. kr./år) sammenlignet med WtE.
- Skiftet fra den eksisterende indsamlingsordning for genanvendelige materialer til et ensartet DuoFlex-lignende system resulterede i næsten en fordobling af indtægter fra salg af materialer (fra 25 til 46 mio.kr./år). Yderligere, bidrog materialer indvundet fra restaffaldet med mellem 7 og 12 mio. kr./år. Materialepriser forventes at stige i fremtiden, det har dog ikke været medregnet i denne undersøgelse, og indtægterne forbundet med materialesalg er dermed sandsynligvis undervurderet.
- Udgifterne forbundet med at sortere de 2-strøms kildeopdelte materialer blev beregnet på baggrund af transport til og forarbejdning på et stort anlæg i Jylland. Begge strømme kan dog sorteres lokalt, hvilket ville kunne reducere udgifterne, mens indtægterne fra salg af materialer holdes inden for Fyns-områdets grænser.



Figur 35: Opdeling af de individuelle bidrag fra de forskellige systemkomponenter, i alternativet med anvendelse af biometan til produktion af el og varme og RDF anvendt i kraftvarmeproduktion (figurer for de tre andre alternativer findes i bilag 3).

3.2.2 Værdien af bioaffald og RDF

Med hensyn til de udgifter, der associeres med afbrænding af RDF, og indtægterne fra dennes produktion af elektricitet og/eller varme, kan den relative værdi af RDF til kraftvarmeproduktion eller fjernvarmeanlæg estimeres. På samme måde kan den relative værdi af biogas produceret af bioaffald estimeres. Resultaterne er præsenteret pr. enhed (ton) i Tabel 31.

RDF har en højere brændværdi sammenlignet med almindelig restaffald, hvilket betyder at der kan produceres mere energi per vægtenhed. På samme måde har bioslam (bioaffald) et højere CH_4 -potentiale sammenlignet med gylle, hvilket betyder at der kan produceres mere biometan.

I forbindelse med RDF fremgår det at dets relative værdi fluktuerer meget (afhængig af dets gennemsnitlige brændværdi), og værdien stiger betydeligt fra det nutidige til det nær-fremtidige og ikke mindst fremtidige perspektiv. Samtidig er værdien af RDS meget højere, når det anvendes i fjernvarmekedler sammenlignet med traditionel kraftvarmeproduktion. Årsagen hertil er forklaret i det foregående afsnit 3.2.1.

Den relative værdi af bioslam/bioaffald er typisk meget lavere end den for RDF, ikke desto mindre har det stadig en potentiel værdi (positiv) i de fleste tilfælde. Dets relative værdi er negativ i det nutidige tidsperspektiv, med alternativet der omhandler salg af el og varme. Dets maksimale værdi opnås i det fremtidige perspektiv, i det alternativ hvor biometan sælges direkte (215 kr./ton). I gennemsnit produceres ca. $50 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4$ per ton bioslam, hvilket maksimalt vil give en værdi for bioslam på 4,3 kr./ Nm^3 .

Tabel 31: Relativ værdi af RDF og bioslam (negative tal indikerer negative værdier)

	Værdi af RDF		Værdi af bioslam (bioaffald)	
	Kraftvarme	Varmekedel	Salg af energi	Salg af biometan
	kr./ton	kr./ton	kr./ton	kr./ton
Nutidig (2012-2020)				
0-CS-ADwet/ADdry	70	358		
0-CS-Biodry	47	349		
2-WtE			-9	47
2-CS-ADwet/ADdry	105	373	-9	47
2-CS-Biodry	64	356	-9	47
3-CS-ADwet/ADdry	29	341		
3-CS-Biodry	28	340		
5-WtE			-9	47
5-CS-ADwet/ADdry	76	361	-9	47
5-CS-Biodry	53	351	-9	47
Nær-fremtidig (2020-2035)	kr./ton	kr./ton	kr./ton	kr./ton
0-CS-ADwet/ADdry	240	451		
0-CS-Biodry	212	439		
2-WtE			25	60
2-CS-ADwet/ADdry	281	469	25	60
2-CS-Biodry	232	447	25	60
3-CS-ADwet/ADdry	191	429		
3-CS-Biodry	189	428		
5-WtE			25	60
5-CS-ADwet/ADdry	247	454	25	60
5-CS-Biodry	219	442	25	60
Fremtidig (2035-2050)	kr./ton	kr./ton	kr./ton	kr./ton
0-CS-ADwet/ADdry	367	561		
0-CS-Biodry	336	546		
2-WtE			47	215
2-CS-ADwet/ADdry	414	584	47	215
2-CS-Biodry	359	557	47	215
3-CS-ADwet/ADdry	312	535		
3-CS-Biodry	310	534		
5-WtE			47	215
5-CS-ADwet/ADdry	375	565	47	215
5-CS-Biodry	344	550	47	215

3.3 Konklusioner til del 3

Den budgetøkonomiske analyse udført og rapporteret i dette afsnit afslørede, at økonomien i det eksisterende system og de modellerede alternative systemer afhænger forholdsvis meget af ramme/baggrundsforhold i Danmark og fremskrivninger for fremtidig udvikling.

Generelt viste analysen, at hvis værdien af de funktionelle outputs vil stige i fremtiden, i forbindelse med den fremskrevne prisstigning for brændstof og energi, så vil de samlede omkostninger for affaldssektoren sandsynligvis aftage. I denne analyse aftager nettoomkostningerne mellem det nutidige og det fremtidige perspektiv med maksimalt 20 %. Det samlede fald (i alle tilfælde) er højere i systemer med fleksibel produktion af elektricitet og varme.

Indsamling af affald fra husholdninger er fundet til at være stå for den største udgift i systemet, hvor det i alle tilfælde står for ca. 50 % af de totale systemudgifter. Der er sikkert mulighed for optimering og dermed reduktion i udgifter, hvorfor indsamlingsudgifter i denne undersøgelse kan være overestimerede. Indsamling forbundet med implementering af et DuoFlex-lignende system i hele Fyns-området vil være mere omkostningseffektiv end implementering af indsamling af bioaffald.

Systemvarianter med CS-Biodry, hvor restaffaldet omdannes til lagerbart RDF, viste sig at være den mindst omkostningsfulde systemvariant i alle tre tidsperspektiver, og vil muligvis opnå besparelser sammenlignet med det nuværende system i området.

Både RDF og bioslam har et relativt højt prisniveau, når der tages hensyn til at det anvendes i produktion af fjernvarme og biometan. Denne relative værdi stiger betydeligt i fremtiden som følge af muligheden for at anvende RDF og biometan til at producere fleksibel elektricitet og varme.

Kildefortegnelse

- ALLEGRINI, E., MARESCA, A., OLSSON, M. E., HOLTZE, M. S., BOLDRIN, A. & ASTRUP, T. F. 2014. Quantification of the resource recovery potential of municipal solid waste incineration bottom ashes. *Waste Management*, 34, 1627-1636.
- BANG, C., VITINA, A., GREGG, J. S. & LINDBOE, H. H. 2013. Analysis of biomass prices, future Danish prices for straw, wood chips and wood pellets "Final Report". Copenhagen, Denmark: Ea Energy Analyses.
- BEKON 2015. Energy for the future: Dry fermentation, Brochure. München, Germany: BEKON.
- BERNSTAD, A. & JANSEN, J. L. 2011. A life cycle approach to the management of household food waste - A Swedish full-scale case study. *Waste Management*, 31, 1879-1896.
- BERNSTAD, A., MALMQUIST, L., TRUEDSSON, C. & JANSEN, J. L. 2013. Need for improvements in physical pretreatment of source-separated household food waste. *Waste Management*, 33, 746-754.
- BIGANZOLI, L., GORLA, L., NESSI, S. & GROSSO, M. 2012. Volatilisation and oxidation of aluminium scraps fed into incineration furnaces. *Waste Management*, 32, 2266-72.
- BIRKEMOSE, T., HJORT-GREGERSEN, K. & STEFANEK, K. 2013. Biomasse til biogasanlæg i Danmark - på kort og langt sigt [Biomass to biogasfacilities in Denmark - in short and long term perspective]. ArgoTech, Institut for Jordbrugs- og Fødevarerinnovation.
- CHRISTIANI, J. 2009. Möglichkeiten und Randbedingungen einer Wertstoffrück-gewinnung aus Abfallgemischen.
- CIMPAN, C., MAUL, A., JANSEN, M., PRETZ, T. & WENZEL, H. 2015a. Central sorting and recovery of MSW recyclable materials: A review of technological state-of-the-art, cases, practice and implications for materials recycling. *Journal of Environmental Management*, 156, 181-199.
- CIMPAN, C., ROTHMANN, M., HAMELIN, L. & WENZEL, H. 2015b. Towards increased recycling of household waste: Documenting cascading effects and material efficiency of commingled recyclables and biowaste collection. *Journal of Environmental Management*, 157, 69-83.
- DAHLEN, L. & LAGERKVIST, A. 2010. Evaluation of recycling programmes in household waste collection systems. *Waste Manag Res*, 28, 577-86.
- DAHLÉN, L., VUKICEVIC, S., MEIJER, J.-E. & LAGERKVIST, A. 2007. Comparison of different collection systems for sorted household waste in Sweden. *Waste Management*, 27, 1298-1305.
- DAKOFA. 2014. *Nyt om kildesortering versus central sortering i etageboliger - og generelt!* [Online]. Available: <https://www.dakofa.dk/element/nyt-om-kildesortering-versus-central-sortering-i-etageboliger-og-generelt/>.
- DAMGAARD, A., LARSEN, A. W. & CHRISTENSEN, T. H. 2009. Recycling of metals: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research Waste Management & Research*, 27, 773-780.
- DANISH MINISTRY OF FINANCE 2013. Faktaark - Ny og lavere samfundsøkonomisk diskonteringsrente [Fact Sheet - New and lower socio-economic discounting rate (in Danish)]. Copenhagen, Denmark: Finansministeriet - Danish Ministry of Finance.
- DANSK AFFALD 2014. Rapport på projekt SAGA madaffald - 01. november 2012 – 28. februar 2013 [Main report for the Project SAGA food waste (in Danish)]. Vojens, Denmark.
- DANSK AFFALD A/S 2013. Miljø- og arbejdsmiljøredegørelse 2012 [Environmental and workenvironmental report 2012]. Denmark: Dansk Affald A/S.
- DANSK AFFALDSFORENING 2013. Danskernes affaldshåndtering, - holdninger og - værdier [The Danes waste management, attitude and values].
- DANSK AFFALDSFORENING, DI & ENERGI, D. 2013. BEATE Benchmarking af affaldssektoren 2013 (data fra 2012) Forbrænding. *Miljøstyrelsen*.
- DAVIDSSON, Å., GRUVBERGER, C., CHRISTENSEN, T. H., HANSEN, T. L. & JANSEN, J. L. C. 2007. Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, 27, 406-414.
- DEA 2014. Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet [Assumptions of socio-economic analyzes in the energy sector (in Danish)]. Copenhagen, Denmark: Danish Energy Agency.

- DEA & ENERGINET 2012. Technology Data for Energy Plants: Generation of Electricity and District Heating, Energy Storage and Energy Carrier Generation and Conversion (updates made October 2013, January 2014 and March 2015). Copenhagen, Denmark: Danish Energy Agency.
- DET ØKONOMISKE RÅD 2014. Diskussionsoplæg, Omkostninger ved BE-mål, Ressourcestrategi, Invasive arter, Rekreative værdier, Kollektiv trafik.
- DONG 2012. Haderslev Kraftvarmeværk - Miljøregnskab 2012 [Haderslev CHP plant - Environmental statement (in Danish)]. Fredericia, Denmark: DONG energy.
- EA ENERGIANALYSE 2014. Anvendelse af biogas til el- og varmeproduktion [The use of biogas for electricity and heat (in Danish)]. Copenhagen, Denmark: Danish Energy Agency - the Biogas Taskforce.
- ENERGISTYRELSEN 2014. Biogas i Danmark - status, barrierer og perspektiver [Biogas in Denmark - status, barriers and perspectives].
- EUROPEAN COMMISSION 2008. Directive 2008/98/EC of the European parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives *Official Journal of the European Union*, 28 pages.
- GRÜNEKLEE, C. E. 2002. Biologische Trocknung von Hausmüll mit dem Herhof Trockenstabilat-Verfahren – Biologische, chemische und physikalische Grundlagen [Biological drying of household waste with the Herhof Dry Stabilat process - Biological, Chemical and Physical basics (in German)]. In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (ed.) *Ersatzbrennstoffe* 2. Neuruppin, Germany: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.
- HAMELIN, L. 2013. *Carbon management and environmental consequences of agricultural biomass in a Danish Renewable Energy strategy*. Ph.D. thesis, University of Southern Denmark.
- HAMELIN, L., NAROZNOVA, I. & WENZEL, H. 2014. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Applied Energy*, 114, 774-782.
- HAMELIN, L., WESNÆS, M., WENZEL, H. & PETERSEN, B. M. 2011. Environmental Consequences of Future Biogas Technologies Based on Separated Slurry. *Environmental Science & Technology*, 45, 5869-5877.
- HANSEN, T. L., JANSEN, J. L. C., DAVIDSSON, A. & CHRISTENSEN, T. H. 2007. Effects of pre-treatment technologies on quantity and quality of source-sorted municipal organic waste for biogas recovery. *Waste Management*, 27, 398-405.
- HYCKS, J., OBERENDER, A., HJELMAR, O., PEDERSEN, C., HANSEN, J. B. & HU, G. 2013. Undersøgelse af kommunejern fra genbrugspladser [Analysis of municipal Iron from recycling centres (in Danish)]. *Miljøprojekt nr. 1468*. Copenhagen, Denmark: Miljøstyrelsen.
- INGENIØREN. 2013a. *Hver tredje forbrændingsanlæg fylder udenlandsk affald i ovnen* [Every third incinerator fills foreign waste in the oven] [Online]. Available: <http://ing.dk/artikel/hvert-tredje-forbraendingsanlaeg-fylder-udenlandsk-affald-i-ovnen-136793>.
- INGENIØREN. 2013b. *Regeringens nye ressourcestrategi trækker affald ud af forbrændingsovenene* [The government's new resource strategy pulls waste out of the incinerators] [Online]. Available: <http://ing.dk/artikel/regeringens-nye-ressourcestrategi-traekker-affald-ud-af-forbraendingsovnene-162452>.
- IPCC 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: STOCKER, T. F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M., ALLEN, S. K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., V., B. & MIDGLEY, P. M. (eds.). Cambridge, UK; New York: Published for the Intergovernmental Panel on Climate Change [by] Cambridge University Press.
- JACOBSEN, B. H., LAUGESSEN, F. M., DUBGAARD, A. & BOJESEN, M. 2013. Biogasproduktion i Danmark – Vurderinger af drifts- og samfundsøkonomi [Biogas production in Denmark - Ratings of operation and economy (in Danish)]. Copenhagen University, Department of Food and Resource Economics.
- JAKOBSEN, J. B., KIRKEBY, J., MALMGREN-HANSEN, B., TØNNING, K. & NILSSON, N. H. 2014. Automatisk affaldssortering teknologier og danske udviklings- og produktions kompetencer [Automatic waste

- separation technologies and Danish engineering and manufacturing competences (in Danish)]. *Miljøprojekt nr. 1559*. Copenhagen, Denmark: Miljøstyrelsen.
- KARAGIANNIDIS, A., BILITEWSKI, B. & TCHOBANOGLOUS, G. 2008. Waste to Energy: On Thermal Treatment and Energetic Utilization of Solid Wastes. In: GOLUSH, T. V. (ed.) *Waste Management Research Trends*. United States: Nova Science Publishers.
- LARSEN, A. W., PETERSEN, C. & CHRISTENSEN, T. H. 2011. Bulky waste quantities and treatment methods in Denmark. *Waste Management & Research*.
- LARSEN, A. W., VRGOC, M., CHRISTENSEN, T. H. & LIEBERKNECHT, P. 2009. Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. *Waste Management and Research*, 27, 652-659.
- LIGHART, T. N., VALKERING, M. S. & ANSEMS, A. M. M. 2013. Life Cycle Assessment of beverage carton collection systems. Earth, Environmental and Life Sciences, The Netherlands.
- LORENTZEN, B. W., LARSEN, B. & LARSEN, P. F. 2013. Oparbejdning af organisk affald til Biopulp [Processing of organic waste to Biopulp - in Danish], Miljøprojekt nr. 1506. Copenhagen, Denmark: Miljøstyrelsen.
- LUIJSTERBURG, B. & GOOSSENS, H. 2014. Assessment of plastic packaging waste; Material origin, methods, properties. *Resources, Conservation and Recycling*, 88-97.
- MERRILD, H., DAMGAARD, A. & CHRISTENSEN, T. H. 2009. Recycling of paper: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27, 746-753.
- MILJØSTYRELSEN 2014. Danmark uden affald, Ressourceplan for affaldshåndtering 2013-2018. In: MILJØMINISTERIET (ed.) *Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4, 2014*. København.
- MØLLER, J., M.B., J., KROMANN, M., NEIDEL, T. L. & JAKOBSEN, J. B. 2013b. Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation [Environmental and economic assessment of opportunities for increased recycling of paper, cardboard, plastic, metal and organic waste from municipal waste (in Danish)]. *Miljøprojekt nr. 1458*. Copenhagen, Denmark: Miljøstyrelsen.
- NAROZNOVA, I., MØLLER, J. & SCHEUTZ, C. 2013. Life Cycle Assessment of pretreatment technologies for anaerobic digestion of source-separated organic household waste. *Sardinia 2013, Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, 30 September – 4 October*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy: CISA Publisher.
- NIRAS 2013. Kortlægning af indsamlings- og forbehandlingsmetoder for organisk affald [Mapping of collection and pre-treatment methods for organic waste]. Copenhagen, Denmark: RenoSam.
- PETERSEN, C. 2011. Affaldsanalyse - Små brændbart i Renders [Waste analysis - Small combustible waste in Renders municipality (in Danish)]. *Projekt nr.: A418*. Econet.
- PETERSEN, C. & DOMELA, I. 2003. Sammensætning af dagrenovation og ordninger for hjemmekompostering [Composition of residual waste and schemes for home composting]. *Environmental projekt No. 868*. Ministry of Environment.
- PETERSEN, C., KAYSEN, O., MANOKARAN, S., TØNNING, K. & HANSEN, T. 2014. Kortlægning af dagrenovation i Danmark - med fokus på etageboliger og madspild. Miljøstyrelsen.
- REIMANN, D. O. 2009. CEWEP Energy Report II (status 2004-2007): Results of specific data for energy, R1 plant efficiency factor and net calorific value (NCV) for 231 European WtE plants. Bamberg, Germany: CEWEP.
- REINHARD, J., WEIDEMA, B. & SCHMIDT, J. H. 2010. Identifying the marginal supply of wood pulp. Aalborg, Denmark: 2.-o LCA consultants.
- RENOSAM 2011. Benchmarking på affaldsområder for 2010 [Benchmarking in waste sectors for 2010 (in Danish)]. Copenhagen, Denmark: RenoSam.
- RIBER, C., PETERSEN, C. & CHRISTENSEN, T. H. 2009. Chemical composition of material fractions in Danish household waste. *Waste Management* 29, 1251-7.
- SVENDBORG KRAFTVARMEVÆRK 2014. Svendborg Kraftvarmeværk A/S - Grønt regnskab 2013 [Svendborg waste CHP - Environmental report 2013 (in Danish)]. Svendborg, Denmark.

SWISS CENTRE OF LIFE CYCLE INVENTORIES Ecoinvent Database.

TAS 2014. Trekantsområdet Affaldsselskab I/S - Miljøredegørelse 2013 [Environmental report 2013 (in Danish)]. Kolding, Denmark.

THE DANISH GOVERNMENT 2013. Danish Resource Strategy: Denmark without waste, Recycle more - incinerate less. *In*: THE DANISH MINISTRY OF ENVIRONMENT (ed.). Denmark: The Environmental Protection Agency.

TONINI, D., HAMELIN, L., WENZEL, H. & ASTRUP, T. 2012. Bioenergy Production from Perennial Energy Crops: A Consequential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes. *Environmental Science & Technology*, 46, 13521-13530.

TUNÅ, P., HULTEBERG, C., 2014. Woody biomass-based transportation fuels - A comparative techno-economic study. *Fuel* 117, 1020-1026.

VAN VELZEN, U. T., BROS-BROUWERS, H., GROOT, J., BING, X., JANSEN, M. & LUIJSTERBURG, B. 2013a. Scenario study on post-consumer plastic packaging waste recycling. The Netherlands: Wageningen UR Food & Biobased Research.

VAN VELZEN, U. T., BROUWER, T., KEIJERS, E., PRETZ, T. & A. FEIL, M. J. 2013b. Pilot beverage cartons, extended technical report.

VATTENFALL 2013. Odense Kraftvarmeværk A/S - Grønt regnskab 2013 [Odense waste CHP - Environmental report 2013 (in Danish)]. Odense, Denmark.

VELIS, C. A., LONGHURST, P. J., DREW, G. H., SMITH, R. & POLLARD, S. J. T. 2009. Biodrying for mechanical-biological treatment of wastes: A review of process science and engineering. *Bioresource Technology*, 100, 2747-2761.

VRIES, W., REM, P. & BERKHOUT, P. ADR: A New Method For Dry Classification. ISWA International Conference 12-15 Oct. 2009, 2009 2009.

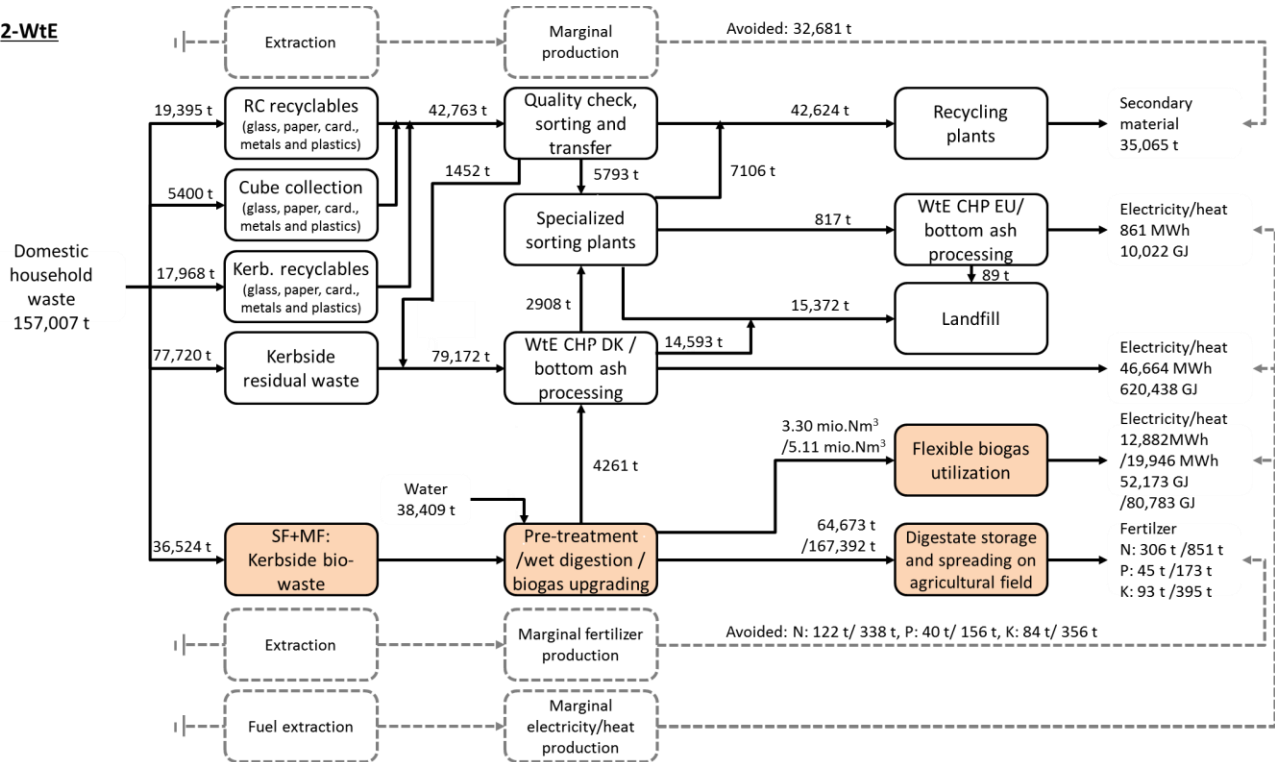
WENS, B., GILLNER, R., HORNSBY, K. & PRETZ, T. 2010. Environmental impacts of NF-metal recycling - MSW as a resource.

WENZEL, H., HØIBYE, L., GRANDAL, R. D., HAMELIN, L., BIRD, D. N. & OLESEN, A. S. 2014. Carbon footprint of bioenergy pathways for the future Danish energy system - Main report. *Project No. A037857*. Copenhagen, Denmark: Danish Energy Agency.

Bilag 1: System procesflow-diagrammer (PFD)

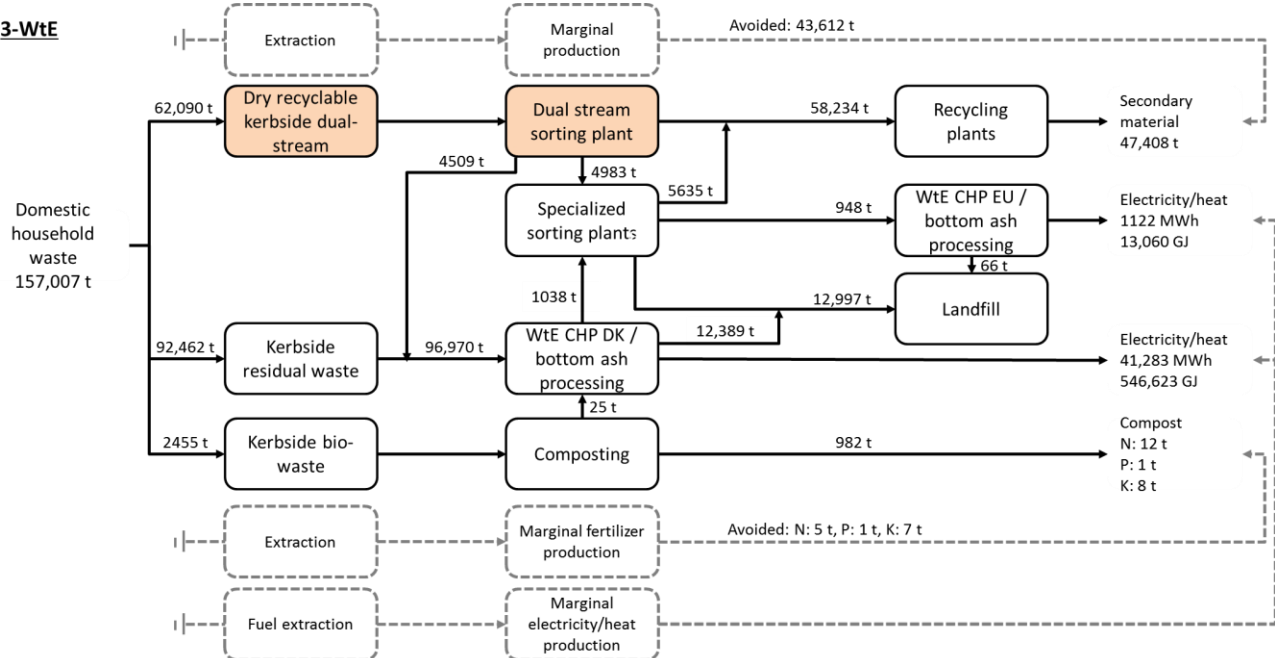
Figur 1: PFD for System 2-WtE.....	2
Figur 2: PFD for System 3-WtE.....	2
Figur 3: PFD for System 2-CS-ADwet/ADdry/Biodry.....	3
Figur 4: PFD for System 3-CS-ADwet/ADdry/Biodry.....	4
Figur 5: PFD for System 5-WtE.....	5
Figur 6: PFD for System 5-CS-ADwet/ADdry/Biodry.....	6

2-WtE



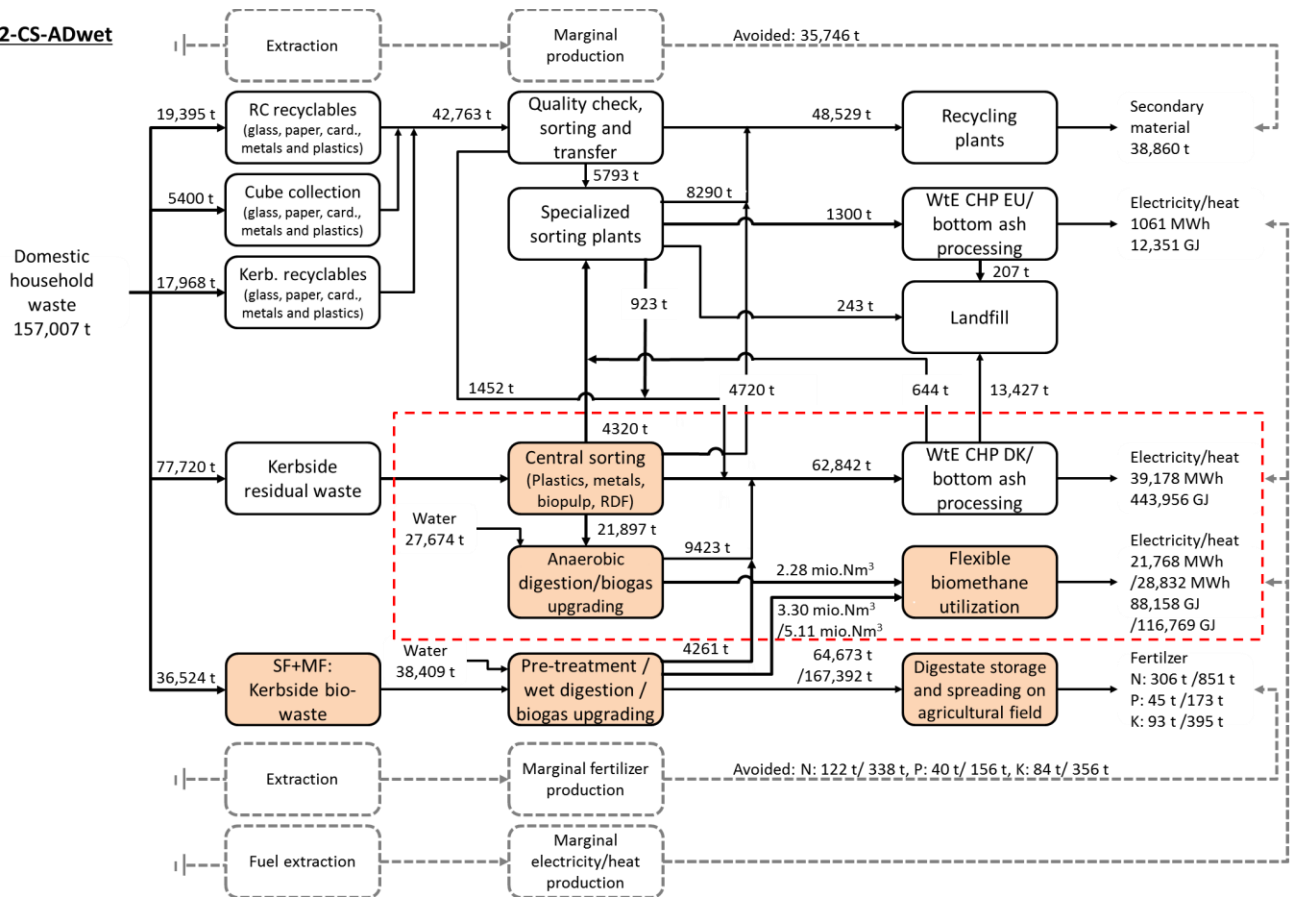
Figur 1: PFD for system 2-WtE

3-WtE

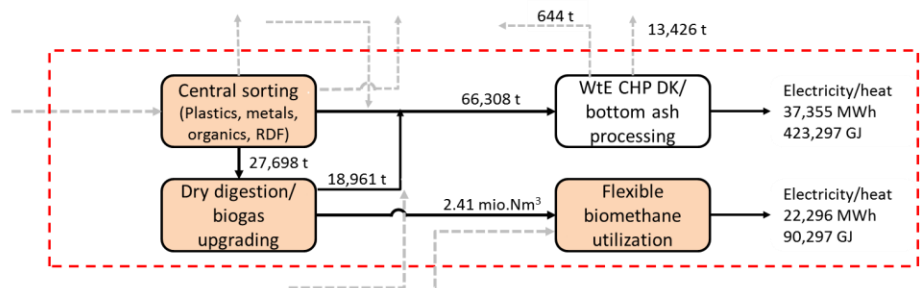


Figur 2: PFD for System 3-WtE

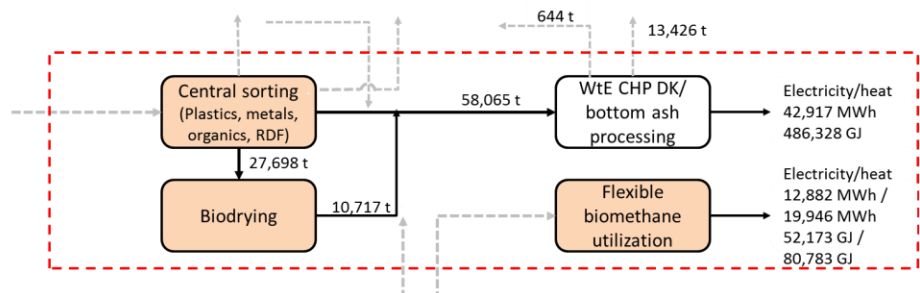
2-CS-ADwet



2-CS-ADdry

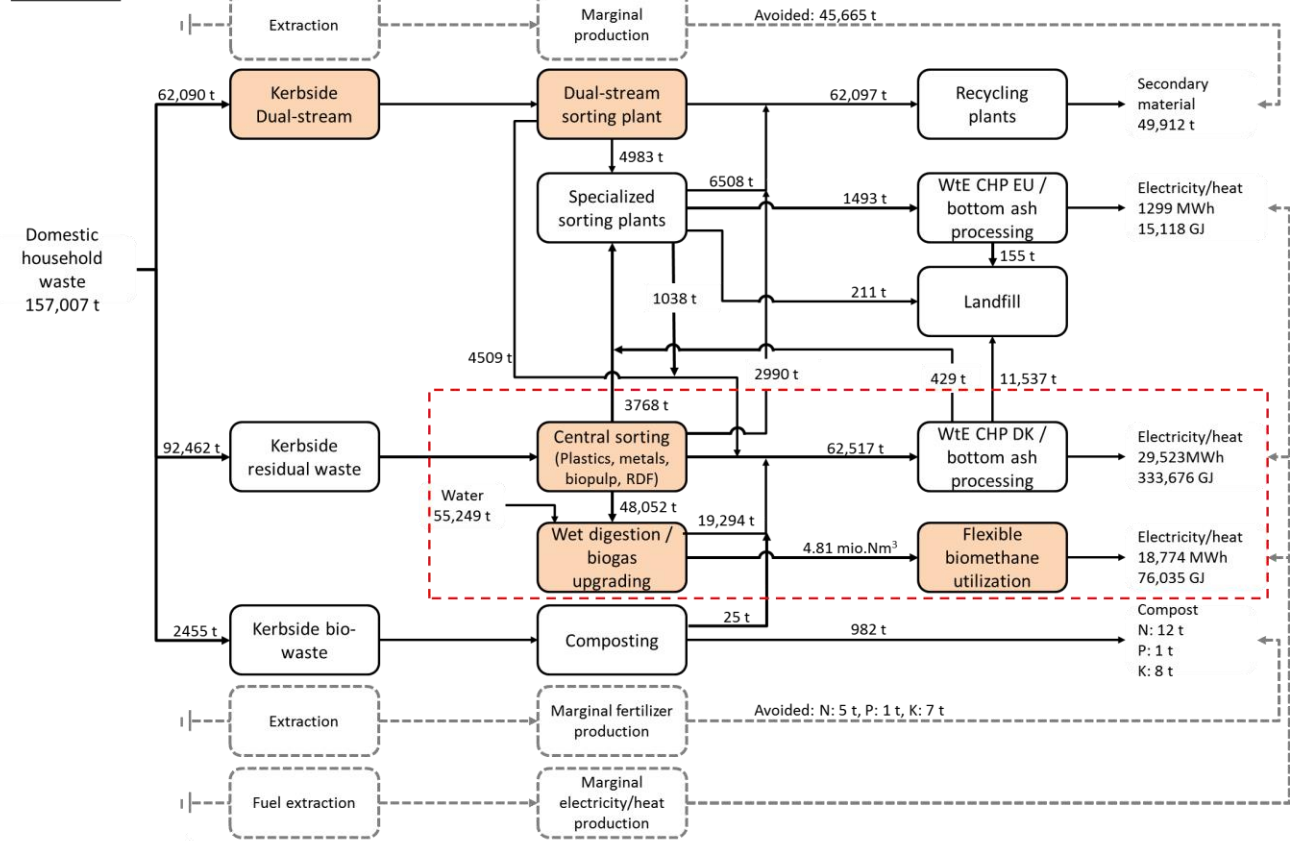


2-CS-biodry

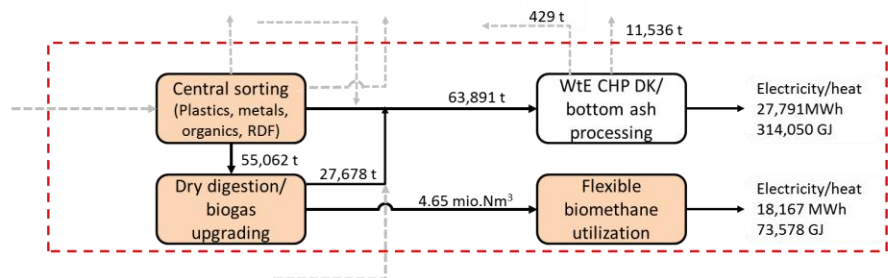


Figur 3: PFD for System 2-CS-ADwet/ADdry/Biodry

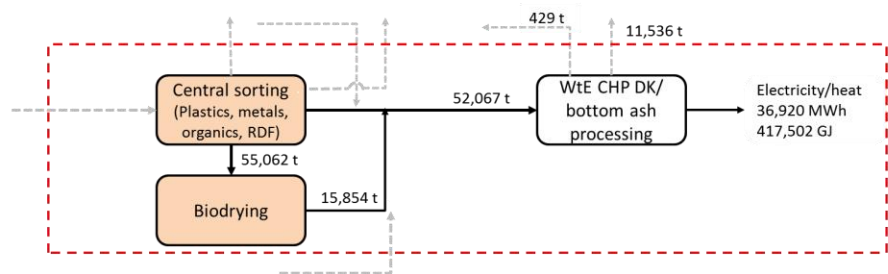
3-CS-ADwet



3-CS-ADdry

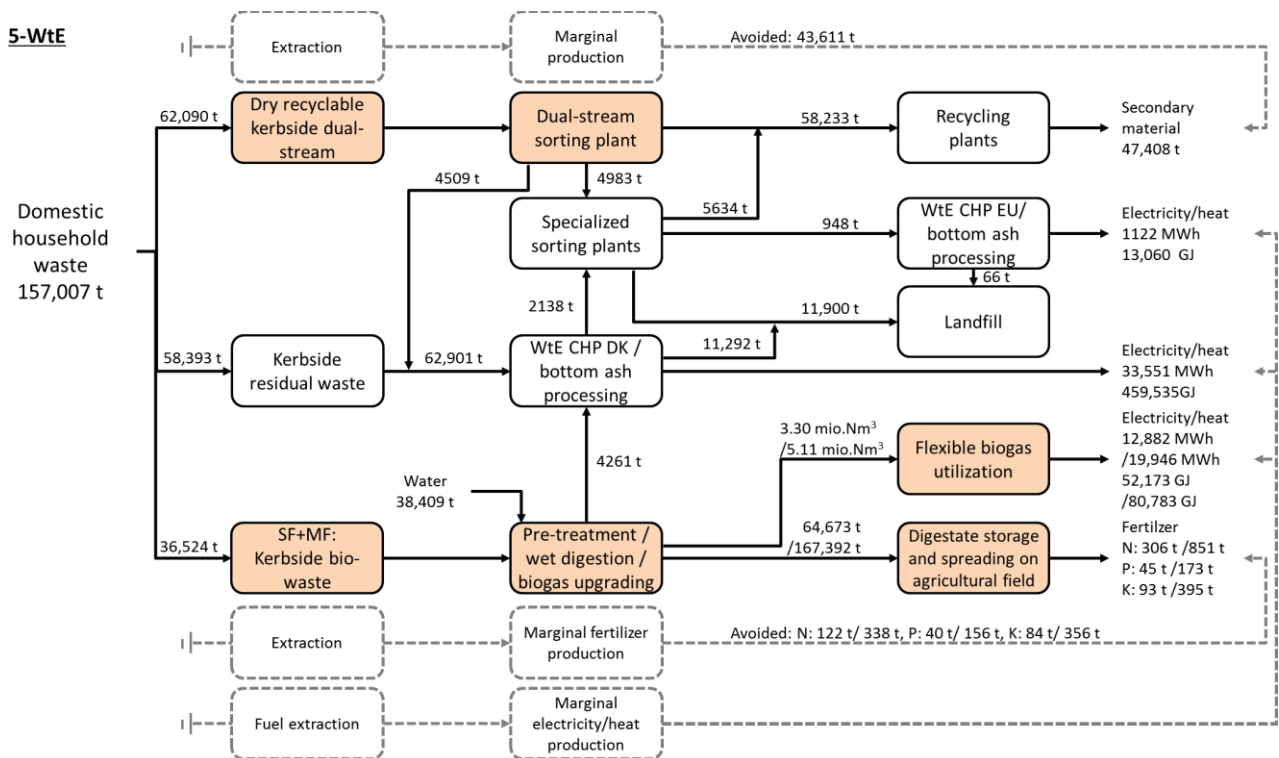


3-CS-biodry



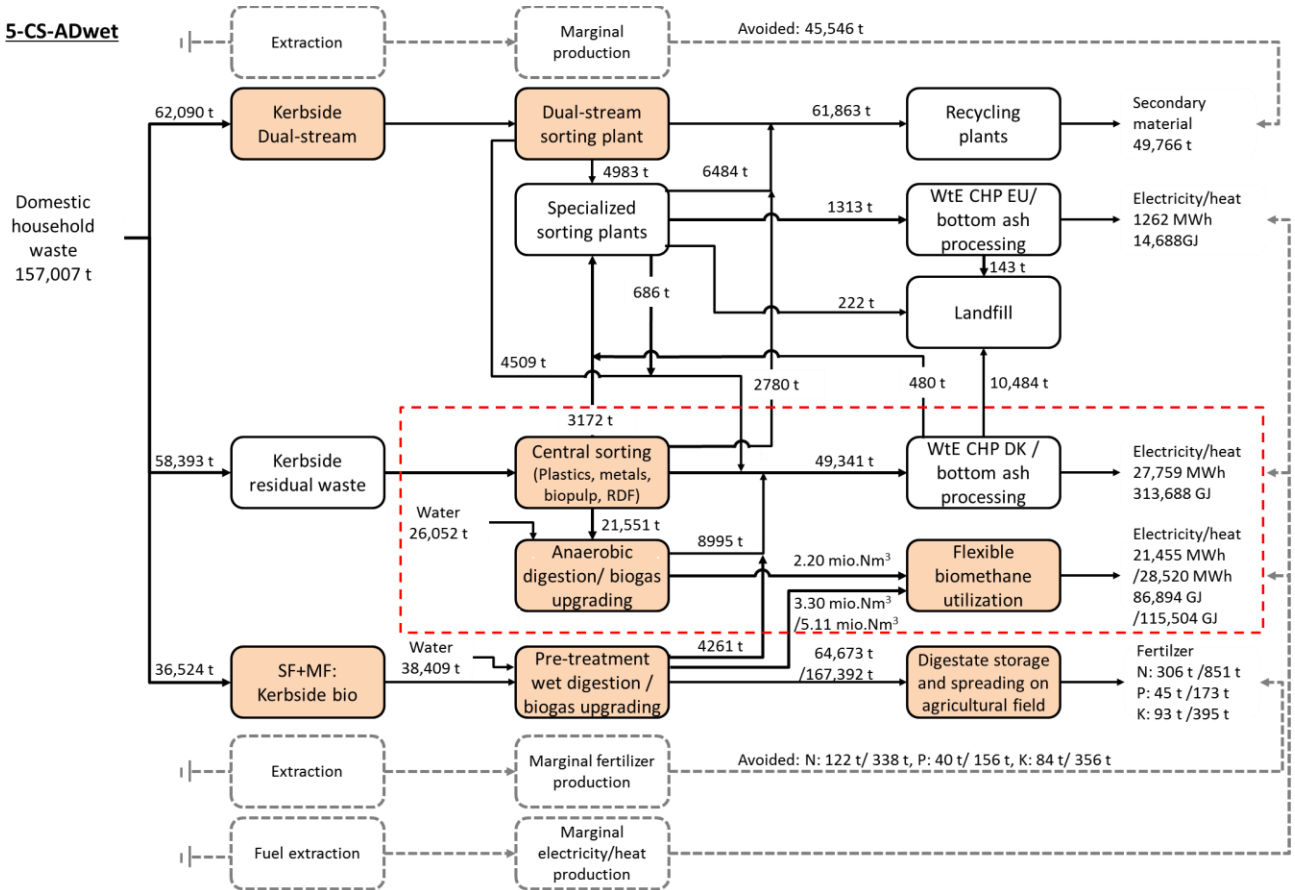
Figur 4: PFD for System 3-CS-ADwet/ADdry/Biodry

5-WtE

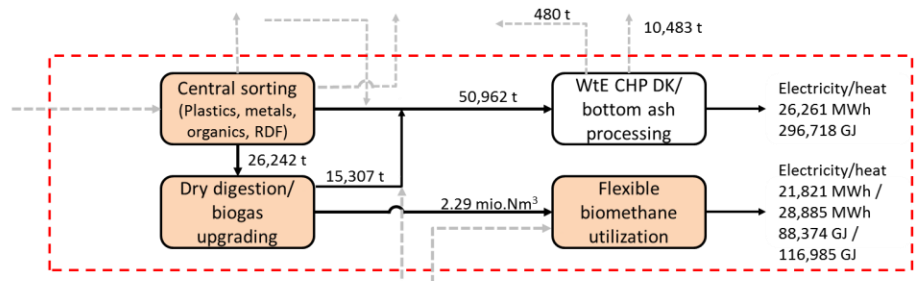


Figur 5: PFD for System 5-WtE

5-CS-ADwet



5-CS-ADdry



5-CS-biodry

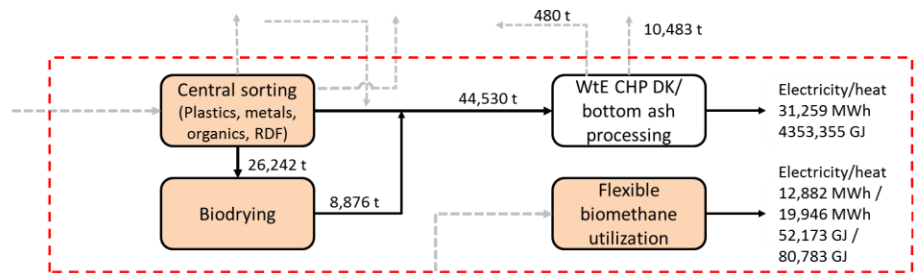
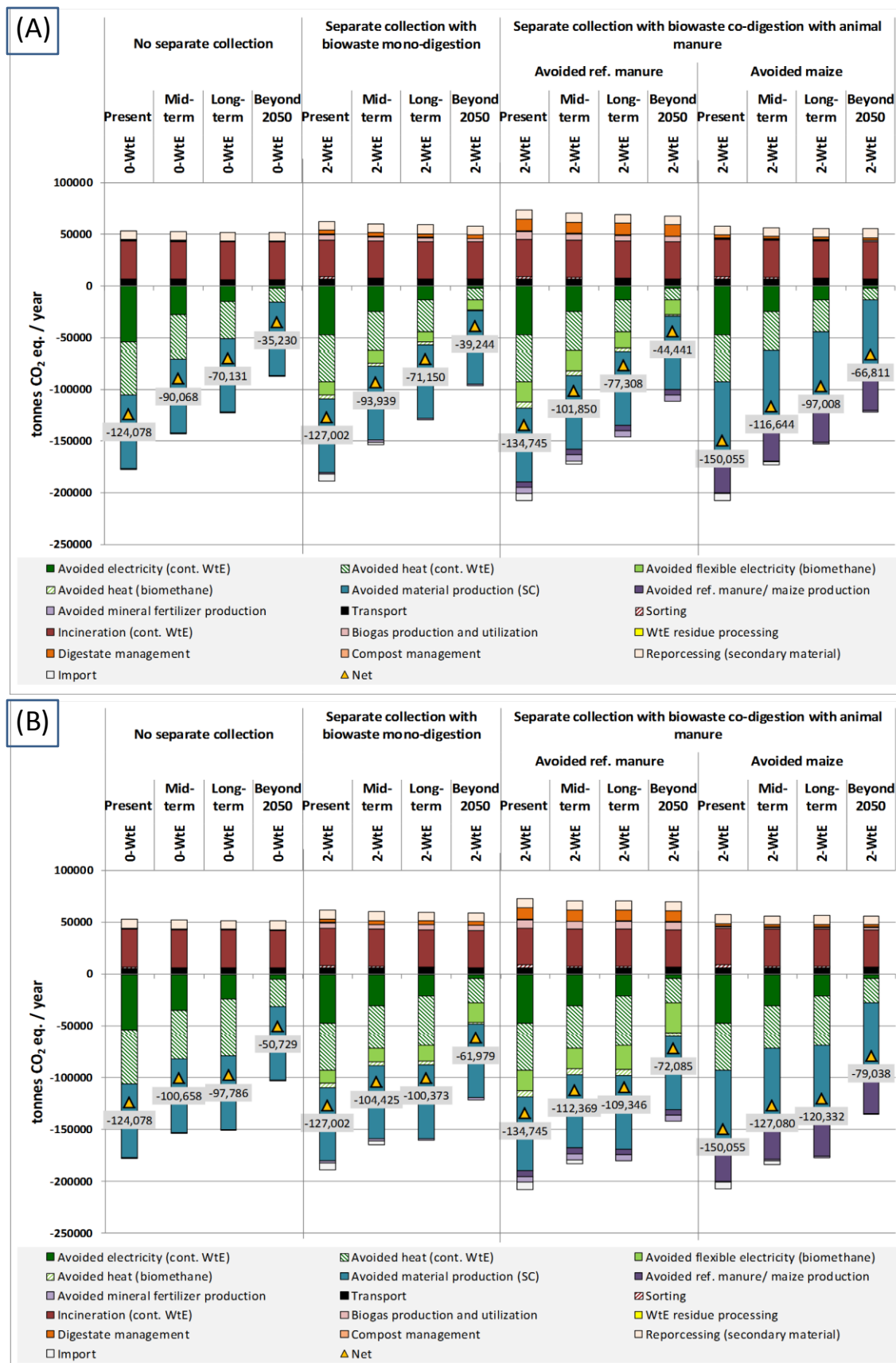


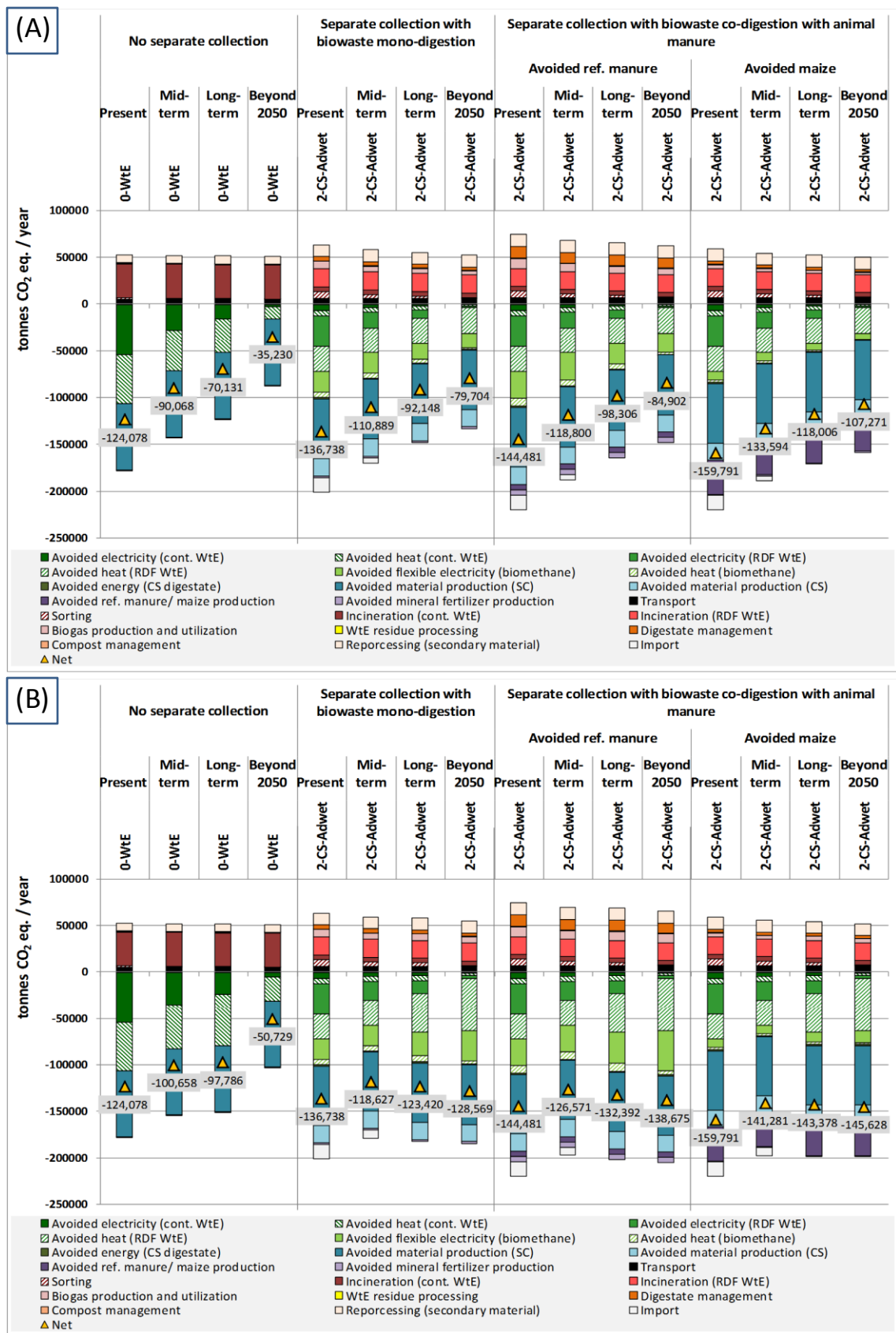
Figure 6: PFD for System 5-CS-ADwet/ADdry/Biodry

Bilag 2: Yderligere carbon footprint resultater

Figur 7: "Beskidt" biomasse marginal: System 0(eksisterende indsamling) med WtE eller CS af restaffaldet, og med afskrivning af den marginale biomasse over 100 (A) og 20 (B) år	8
Figur 8: "Beskidt" biomasse marginal: System 0-WtE (ingen indsamling af bioaffald) og 2-WtE (indsamling af bioaffald ved både enfamilie- og etageboliger), med afskrivning af biomassemarginale over 100 (A) og 20 (B) år.....	9
Figur 9: "Beskidt" biomasse marginal: System 0-WtE (ingen indsamling af bioaffald) og 2-CS-ADwet (indsamling af bioaffald ved både enfamilie- og etageboliger, central sortering med efterfølgende våd bioforgasning af biokoncentratet), med afskrivning af biomassemarginale over 100 (A) og 20 (B) år.....	10



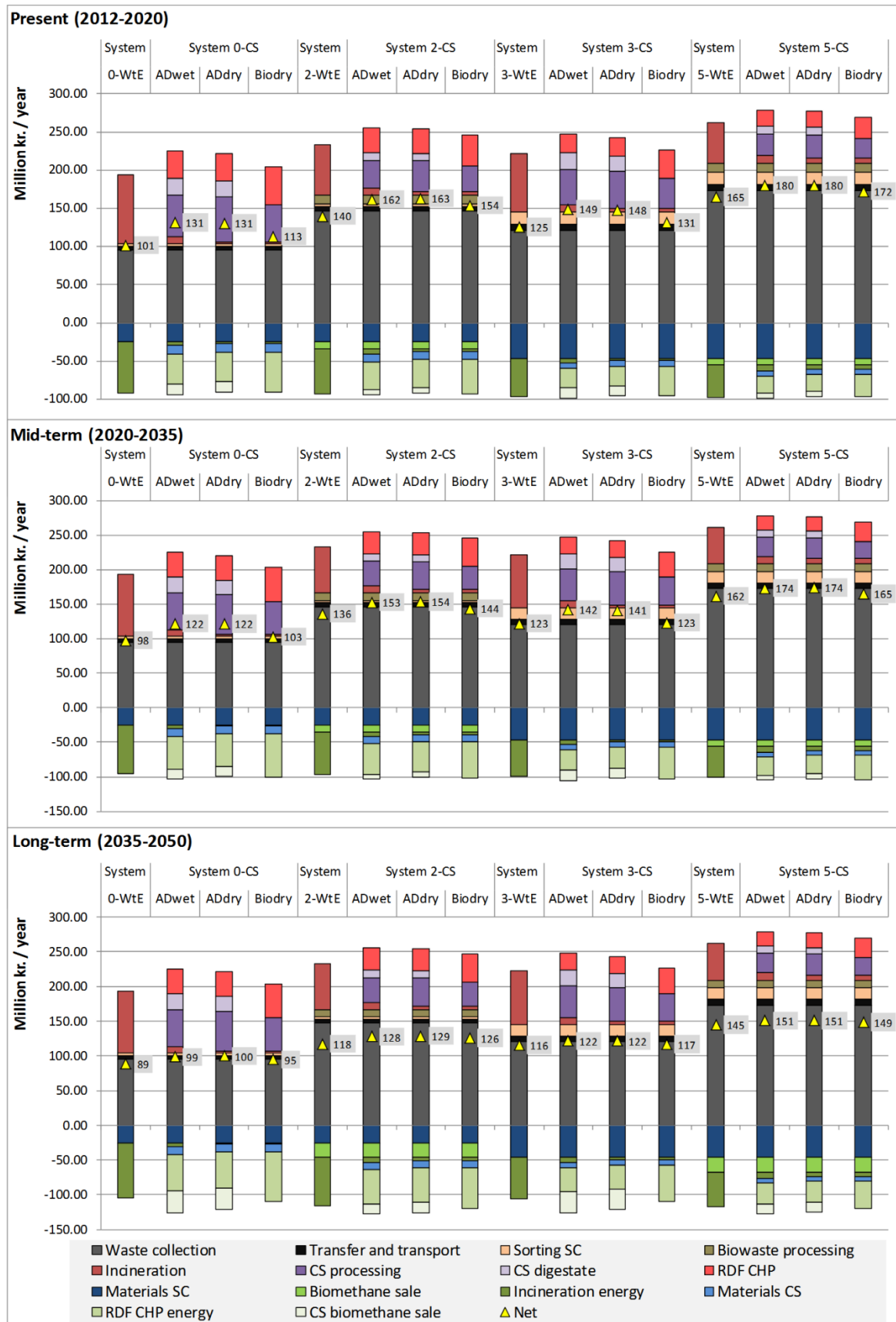
Figur 8: "Beskidt" biomasse marginal: System 0-WtE (ingen indsamling af bioaffald) og 2-WtE (indsamling af bioaffald ved både enfamilie- og etageboliger), med afskrivning af biomasse marginalen over 100 (A) og 20 (B) år



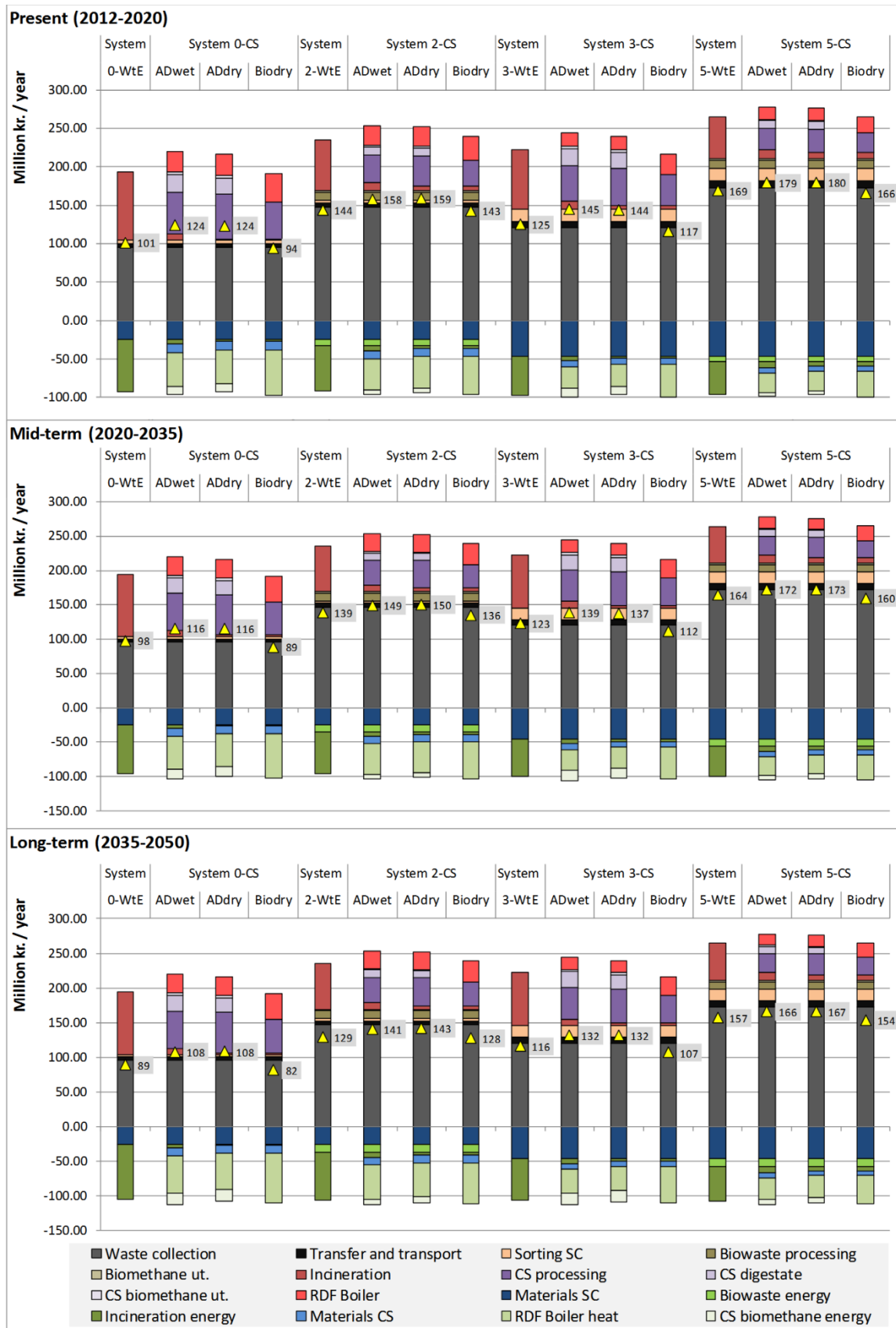
Figur 9: "Beskidt" biomasse-marginal: System 0-WtE (ingen indsamling af bioaffald) og 2-CS-ADwet (indsamling af bioaffald ved både enfamilie- og etageboliger, central sortering med efterfølgende våd bioforgasning af biokoncentratet), med afskrivning af biomasse-marginalen over 100 (A) og 20 (B) år

Bilag 3: Yderligere resultater af den økonomiske analyse

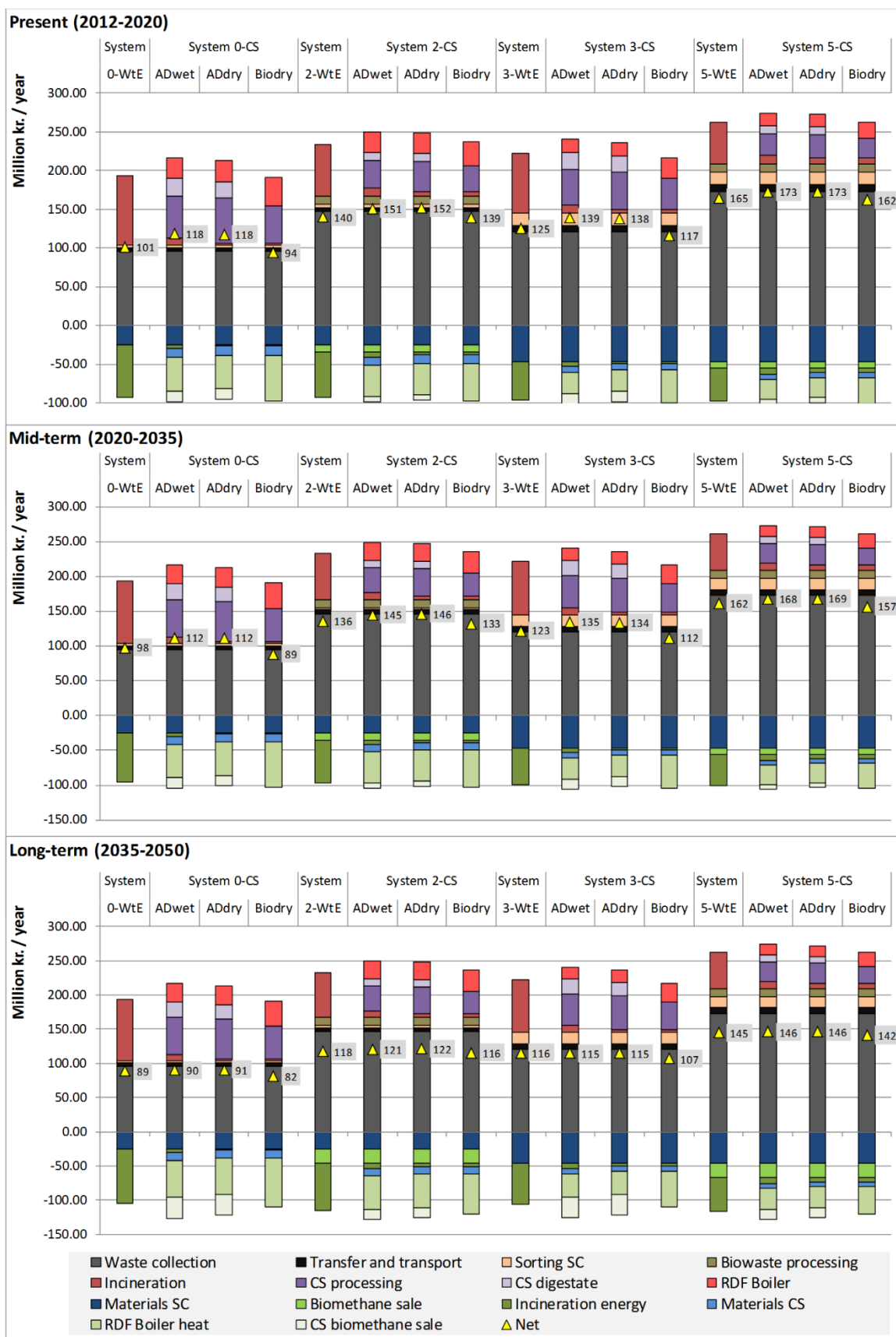
Figur 10: Opdeling af systemomkostninger, i alternativet med salg af biometan og RDF anvendt i produktion af kraftvarme	12
Figur 11: Opdeling af systemomkostninger i alternativet med udnyttelse af biometan til produktion af elektricitet og varme og RDF anvendt kun til produktion af varme (varmekedler)	13
Figur 12: Opdeling af systemomkostninger i alternativet med salg af biometan og RDF anvendt kun til varmeproduktion (varmekedler)	14
Tabel 1: Samlede systemudgifter og indtægter samt netto systemomkostninger i de fire alternative for biometan og RDF	15



Figur 10: Opdeling af systemomkostninger, i alternativet med salg af biometan og RDF anvendt i produktion af kraftvarme



Figur 11: Opdeling af systemomkostninger i alternativet med udnyttelse af biometan til produktion af elektricitet og varme og RDF anvendt kun til produktion af varme (varmekedler)



Figur 12: Opdeling af systemomkostninger i alternativet med salg af biometan og RDF anvendt kun til varmeproduktion (varmekedler)

Tabel 1: Samlede systemudgifter og indtægter samt netto systemomkostninger i de fire alternative for biometan og RDF

		Biomethane utilization and RDF CHP			Biomethane sale and RDF CHP			Biomethane utilization RDF heat boiler			Biomethane sale and RDF heat boiler		
Present		Costs	Revenues	Net	Costs	Revenues	Net	Costs	Revenues	Net	Costs	Revenues	Net
System	0-WtE	193.8	-92.5	101.4	193.8	-92.5	101.4	193.8	-92.5	101.4	193.8	-92.5	101.4
System 0-CS	ADwet	228.8	-91.7	137.1	225.3	-94.1	131.2	220.4	-96.3	124.1	216.9	-98.6	118.2
	ADdry	224.7	-88.2	136.6	221.3	-90.5	130.9	216.3	-92.7	123.6	212.9	-95.0	117.8
	Biodry	204.1	-90.8	113.3	204.1	-90.8	113.3	191.4	-96.9	94.5	191.4	-96.9	94.5
System	2-WtE	235.4	-91.3	144.1	233.1	-92.9	140.2	235.4	-91.3	144.1	233.1	-92.9	140.2
System 2-CS	ADwet	259.7	-91.2	168.5	255.8	-93.9	161.8	253.1	-95.5	157.6	249.1	-98.2	150.9
	ADdry	258.7	-89.0	169.6	254.6	-91.8	162.8	252.0	-93.3	158.7	247.9	-96.0	151.9
	Biodry	248.9	-91.0	157.9	246.6	-92.6	153.9	239.1	-96.2	142.9	236.7	-97.8	139.0
System	3-WtE	222.1	-96.8	125.2	222.1	-96.8	125.2	222.1	-96.8	125.2	222.1	-96.8	125.2
System 3-CS	ADwet	251.0	-96.3	154.7	247.5	-98.6	148.9	244.3	-99.2	145.1	240.9	-101.6	139.3
	ADdry	246.3	-93.0	153.3	243.0	-95.3	147.7	239.7	-95.9	143.7	236.4	-98.2	138.2
	Biodry	226.4	-95.3	131.1	226.4	-95.3	131.1	216.3	-99.8	116.5	216.3	-99.8	116.5
System	5-WtE	264.4	-95.7	168.7	262.0	-97.3	164.8	264.4	-95.7	168.7	262.0	-97.3	164.8
System 5-CS	ADwet	282.6	-95.8	186.8	278.7	-98.5	180.2	277.8	-98.5	179.4	273.9	-101.1	172.8
	ADdry	281.0	-93.8	187.1	277.0	-96.5	180.4	276.2	-96.5	179.7	272.2	-99.2	173.0
	Biodry	271.7	-95.5	176.2	269.3	-97.1	172.2	264.7	-99.0	165.7	262.4	-100.6	161.8
Mid-term		Costs	Revenues	Net	Costs	Revenues	Net	Costs	Revenues	Net	Costs	Revenues	Net
System	0-WtE	193.8	-95.8	98.1	193.8	-95.8	98.1	193.8	-95.8	98.1	193.8	-95.8	98.1
System 0-CS	ADwet	228.8	-103.3	125.6	225.3	-103.4	121.9	220.4	-104.3	116.0	216.9	-104.5	112.4
	ADdry	224.7	-99.4	125.3	221.3	-99.6	121.8	216.3	-100.5	115.8	212.9	-100.6	112.2
	Biodry	204.1	-101.2	102.9	204.1	-101.2	102.9	191.4	-102.7	88.7	191.4	-102.7	88.7
System	2-WtE	235.4	-96.6	138.8	233.1	-96.7	136.3	235.4	-96.6	138.8	233.1	-96.7	136.3
System 2-CS	ADwet	259.7	-102.9	156.9	255.8	-103.1	152.7	253.1	-103.9	149.2	249.1	-104.1	145.0
	ADdry	258.7	-100.6	158.1	254.6	-100.8	153.8	252.0	-101.6	150.4	247.9	-101.8	146.1
	Biodry	248.9	-102.3	146.6	246.6	-102.4	144.1	239.1	-103.5	135.5	236.7	-103.7	133.1
System	3-WtE	222.1	-99.3	122.7	222.1	-99.3	122.7	222.1	-99.3	122.7	222.1	-99.3	122.7
System 3-CS	ADwet	251.0	-105.2	145.8	247.5	-105.3	142.2	244.3	-105.8	138.5	240.9	-106.0	134.9
	ADdry	246.3	-101.6	144.8	243.0	-101.7	141.3	239.7	-102.2	137.5	236.4	-102.4	134.0
	Biodry	226.4	-103.0	123.4	226.4	-103.0	123.4	216.3	-104.1	112.3	216.3	-104.1	112.3
System	5-WtE	264.4	-100.2	164.2	262.0	-100.3	161.7	264.4	-100.2	164.2	262.0	-100.3	161.7
System 5-CS	ADwet	282.6	-104.8	177.9	278.7	-105.0	173.7	277.8	-105.4	172.4	273.9	-105.6	168.3
	ADdry	281.0	-102.7	178.2	277.0	-102.9	174.1	276.2	-103.3	172.8	272.2	-103.5	168.6
	Biodry	271.7	-104.1	167.6	269.3	-104.2	165.1	264.7	-104.9	159.8	262.4	-105.0	157.3
Long-term		Costs	Revenues	Net	Costs	Revenues	Net	Costs	Revenues	Net	Costs	Revenues	Net
System	0-WtE	193.8	-104.8	89.1	193.8	-104.8	89.1	193.8	-104.8	89.1	193.8	-104.8	89.1
System 0-CS	ADwet	228.8	-112.0	116.8	225.3	-126.1	99.3	220.4	-112.3	108.0	216.9	-126.4	90.5
	ADdry	224.7	-107.6	117.1	221.3	-121.4	100.0	216.3	-107.9	108.3	212.9	-121.7	91.2
	Biodry	204.1	-109.2	94.9	204.1	-109.2	94.9	191.4	-109.6	81.8	191.4	-109.6	81.8
System	2-WtE	235.4	-106.1	129.4	233.1	-115.6	117.5	235.4	-106.1	129.4	233.1	-115.6	117.5
System 2-CS	ADwet	259.7	-111.8	148.0	255.8	-127.8	127.9	253.1	-112.1	141.0	249.1	-128.1	121.0
	ADdry	258.7	-109.2	149.5	254.6	-125.6	128.9	252.0	-109.5	142.5	247.9	-125.9	122.0
	Biodry	248.9	-110.9	138.0	246.6	-120.4	126.2	239.1	-111.3	127.8	236.7	-120.8	115.9
System	3-WtE	222.1	-106.1	116.0	222.1	-106.1	116.0	222.1	-106.1	116.0	222.1	-106.1	116.0
System 3-CS	ADwet	251.0	-112.0	139.0	247.5	-125.8	121.7	244.3	-112.1	132.2	240.9	-126.0	114.9
	ADdry	246.3	-107.9	138.4	243.0	-121.3	121.7	239.7	-108.1	131.6	236.4	-121.5	114.9
	Biodry	226.4	-109.1	117.3	226.4	-109.1	117.3	216.3	-109.4	106.9	216.3	-109.4	106.9
System	5-WtE	264.4	-107.4	157.0	262.0	-116.9	145.2	264.4	-107.4	157.0	262.0	-116.9	145.2
System 5-CS	ADwet	282.6	-111.7	170.9	278.7	-127.6	151.2	277.8	-111.9	165.9	273.9	-127.7	146.2
	ADdry	281.0	-109.4	171.5	277.0	-125.5	151.5	276.2	-109.6	166.6	272.2	-125.7	146.5
	Biodry	271.7	-110.7	161.0	269.3	-120.2	149.1	264.7	-111.0	153.7	262.4	-120.5	141.9

