

Til
Sekretariatet for Eftersortering FYN

Dokumenttype
Rapport

Dato
August 2022

Version
4.0

LIVSCYKLUSSCREENING AF INDSAMLING OG GENANVENDELSE AF PLASTAFFALD



LIVSCYKLUSSCREENING AF INDSAMLING OG GENANVENDELSE AF PLASTAFFALD

Projekt navn: **LCA på eftersortering af plast (Odense Renov.)**
Projektnr. **1100051229**
Modtager **Odense Renovation / på vegne af de fynske kommuner**
Dokumenttype **Rapport**
Version **4.0**
Dato **05.08.2022**
Udarbejdet af **GNGR**
Kontrolleret af **MJJN / JAKY**
Godkendt af **JAKY**

Rambøll
Hannemanns Allé 53
DK-2300 København S

T +45 5161 1000
<https://dk.ramboll.com>

INDHOLD

1. Indledning	5
2. Massestrømsanalyse	7
2.1 Affaldsmængder	8
2.2 Scenariebeskrivelser	10
2.3 Kombineret indsamling plast og mad- og drikkekartoner	12
2.4 Sorteringseffektivitet på anlæg	14
2.4.1 Sorteringsanlæg for kombineret indsamling	14
2.4.2 Eftersorteringsanlæg for restaffald	15
2.5 Affaldsbehandling	17
2.6 Delkonklusion på massestrømsanalysen	19
3. Livscyklusscreening	20
3.1 Formål	20
3.2 Afgrænsning og funktionel enhed	21
3.2.1 Indledning	21
3.2.2 Funktionel enhed	21
3.2.3 Systemgrænser og fuldstændighedskrav	21
3.2.4 LCI-datas repræsentativitet	22
3.3 Livscyklus opgørelse	24
3.3.1 LCI-model på systemniveau	24
3.3.2 Dataindsamling	24
3.3.3 Systemmodellering pr. livcyklusfase	26
3.3.4 Beregnede LCI-resultater	28
3.4 Resultater	28
3.4.1 Karakteriserede resultater	29
3.4.2 Normaliserede resultater	30
3.4.3 Fortolkning	31
4. Følsomheds- og usikkerhedsanalyse	35
4.1 Grundlag for følsomheds- og usikkerhedsanalyse	36
4.2 Følsomheds- og usikkerhedsanalyse - Scenario 1	36
4.3 Følsomheds- og usikkerhedsanalyse - Scenario 2	39
4.4 Fuldstændigheds- og konsistentstjek	43
5. Diskussion	44
5.1 Kritiske antagelser	44
5.2 Kvalitetsvurdering af plast	44
5.3 Usikkerheder	46

6. Konklusioner	47
6.1 Massestrømsanalyse	47
6.2 LCA screening	48
6.3 Usikkerheder	48
6.4 Opsummering:	49
7. Bibliography	51
8. Bilag	53
8.1 Bilag 1 - Massestrømsanalyse	54
8.2 Bilag 2 - Livscyklusscreening	57
8.2.1 Normalisation scoring	57
8.2.2 Databaser og processer til LCA modellering	58
8.2.3 Beregnede LCI-resultater	61
8.2.4 Miljøresultater, Scenario 1	63
8.2.5 Miljøresultater, Scenario 2	65
8.2.6 Procesbidrag	67
8.2.7 Følsomhedsforhold og sensitivitetskoefficienter	68
8.2.8 Monte Carlo simulering	77

1. INDLEDNING

Med indgåelse af den politiske aftale *Klimplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi* fra juni 2020, besluttede et bredt politisk flertal at sætte en ny retning for håndteringen af affald i Danmark. Med aftalen fulgte tre visioner for en grøn affaldssektor, der overordnet sigter efter at affaldssektoren skal være klimaneutral i 2030, at 80 % af dansk plast skal udsorteres fra forbrændingen i 2030, samt at affaldskurven skal knækkes ved mindre affald, mindre spild og mere genbrug.

Med Klimaplanen fulgte initiativet om, at indsamlingen af husholdningsaffaldet strømlines ved at indføre krav til kommunerne om ens indsamling af 10 affaldsfraktioner: mad-, papir-, pap-, metal-, glas-, plast-, tekstilaffald samt mad- og drikkekartoner, restaffald og farligt affald. Indsamlingen af husholdningsaffaldet skal foregå husstandsnaert, men tage hensyn til forskellige boligtyper. Dertil er der med de nationale undtagelsesbestemmelser for den særskilte indsamling, givet mulighed for at kombinere indsamlingen af nogle affaldsfraktioner, så disse kan indsamles sammen/i samme rum. Kravet trådte i kraft 1. juli 2021 (med undtagelse af indsamlingen af tekstilaffald).

Inden aftalen blev publiceret i juni 2020, havde de fynske kommuner i fællesskab undersøgt muligheden for etableringen af et centralt eftersorteringsanlæg på Fyn, til sortering af det tørre restaffald (hvor madaffald, papir, pap, metal og glas er frasorteret og indsamlet særskilt), hvor plast, mad- og drikkevarekartoner og restpotentialer af andre genanvendelige materialer frasorteres til genanvendelse.

Projektet er rapporteret i Forprojekt Central eftersortering på Fyn (ProCES-Fyn). Undersøgelsen trækker bl.a. på erfaringer fra Holland, Sverige og to eftersorteringsanlæg i Norge, der udsorterer blandet papir, plast, metal, mad- og drikkevarekartoner fra restaffald (madaffald er frasorteret fra restaffaldet).

På baggrund af 2-5 års erfaring fra de norske eftersorteringsanlæg er det dokumenteret, at udsorteringen af plast ved eftersortering af restaffaldet er mulig med en god sorteringseffektivitet og fører til større mængder udsorteret plast, end sammenlignet med erfaringer ift. særskilt indsamling. Som en del af projektet konkluderedes det, at der ikke foreligger dokumentation for, at plast eftersorteret fra restaffald skulle være mindre genanvendelsesegnet, end plastaffald der indsamles særskilt (ProCES-Fyn, 2020, s. Bilag I.).

Jf. den politiske aftale kan der gives mulighed for at etablere en teknologisk løsning, hvis det kan sikre sammenlignelig kvalitet i genanvendelsen og samme lav grad af spild, som særskilt kildesorteret indsamling medfører (Regeringen, 2020). Såfremt plast og mad- og drikkekartonaffald ønskes indsamlet med restaffaldet, kræver det en undtagelse i affaldsbekendtgørelsen. Først når det kan gives, skal det vurderes om den nye indsamlingsform kan leve op til undtagelseskravene for særskilt indsamling i EU's affaldsdirektiv – samt om den er i overensstemmelse med den politiske aftale. Den samlede vurdering foretages af Miljøstyrelsen og Miljøministeriets departement.

De fynske kommuner har i fællesskab anmodet Miljøstyrelsen om en ny undtagelse i affaldsbekendtgørelsen, med henblik på at give mulighed for at indsamle plast og mad- og drikkekartoner kombineret med restaffald. Miljøstyrelsen har i forbindelse med anmodningen udbedt sig yderligere dokumentation bl.a. en livscyklusscreening om miljøeffekten af den anmodede undtagelse. Odense Renovation/Sekretariatet har på vegne af de fynske kommuner

bedt Rambøll om at lave denne livscyklusscreening, som indeholder ét scenarie hvor plastaffaldet og mad- og drikkekartonaffaldet indsamles kombineret, samt ét hvor de to fraktioner indsamles med restaffaldet – hvorefter de udsorteres.

Centrale, automatiske sorteringsanlæg er en integreret del af mange affaldshåndteringssystemer, og de påvirker mængderne af, hvor stor andel af det indsamlede materiale, kan sorteres til genanvendelse. Det påvirker også transport af materialer videre, hvilket har betydning for transportdelens CO₂-belastning. Sorteringsanlæggenes integration i affaldshåndterings-systemet betyder, at de ikke kan analyseres uafhængigt af andre systemkomponenter i affaldshåndteringssystemet. Derfor har denne analyse til formål dels at kortlægge de samlede affaldsstrømme samt at vurdere de miljømæssige konsekvenser ved affaldssystemer med kombineret indsamling af plast og mad- og drikkekarton sammenlignet med central sortering af restaffald.

Dette projekt indeholder derfor en massestrømsanalyse og livcyklusvurdering, af to mulige løsninger eller scenarier for at indsamle og sortere plast og mad- og drikkekartoner.

Scenario 1: kombineret indsamling af plastaffald og mad- og drikkekartonaffald.

En kombineret indsamling af plast og mad- og drikkekartonaffald.

Scenario 2: Central eftersortering af plast og mad- og drikkekartoner.

Plast og mad- og drikkekartoner indsamles ikke kombineret ved husstanden, men indsamles sammen med restaffaldet, som eftersorteres på et centralt sorteringsanlæg.

2. MASSESTRØMSANALYSE

Formålet med massestrømsanalysen er at give en detaljeret præsentation af, hvordan materialestrømmen ser ud for de to scenarier, der vurderes i livscyklusscreeningerne.

Massestrømsanalysen er foretaget med udgangspunkt i oplysninger om affaldsmængderne genereret i de 10 kommuner på Fyn inklusive Ærø og Langelands kommuner, sammenholdt med de forventede behandlingsprocesser gennem værdikæden. Heri indgår oplysninger om tabsrate i de forskellige sorteringsled.

Ifølge Danmarks Statistik, er der i alt ca. 240.000 beboede boliger i oplandet med Fyn, Ærø og Langeland. Ca. 70 % af boligerne er enfamilieboliger eller række/kædeboliger, mens ca. 28 % af boligerne er etage- eller kollegieboliger og de sidste 2 % udgøres af døgninstitutioner, fritidshuse og andet. Fordelingen af boligtyper for alle kommuner i oplandet ses i Tabel 1 nedenfor.



Tabel 1. Boliger med CPR tilmeldte personer (beboede boliger), 2021 (Kilde: Danmarks Statistikbank)

	Parcel/ Stuehuse	Række-, kæde- og dobbelt- huse	Etage- boliger	Kollegier	Døgninsti- tutioner	Fritids- huse	Andet	Boliger I alt
Landsdel Fyn i alt	119.592	48.823	64.363	4.140	1.941	904	886	240.649
Assens	13.178	3.528	2.194	9	4	52	33	18.998
Faaborg- Midtfyn	16.738	4.398	2.422	21	75	97	117	23.868
Kerteminde	6.988	2.515	1.610	38	8	135	29	11.323
Langeland	4.431	1.262	706	0	9	82	139	6.629
Middelfart	11.336	3.704	2.823	1	14	158	41	18.077
Nordfyns	9.616	2.265	1.068	1	169	238	113	13.470
Nyborg	8.215	3.109	3.821	62	52	65	24	15.348
Odense	31.117	22.452	42.826	3.237	1.443	3	171	101.249
Svendborg	15.467	5.069	6.654	729	147	69	192	28.327
Ærø	2.506	521	239	42	20	5	27	3.360

En massestrømsanalyse er en beregning af, hvor stor en mængde af et givent materiale, der passerer ind og ud af et system (f.eks. en sorteringsproces). I dette tilfælde følges massen af hver materialefraktion (affaldsstrøm) igennem hele affaldsbehandlingen. Det vil sige, massestrømmen beregnes igennem forskellige processer/udstyr i indsamlingen, gennem sorteringsanlæg og til oparbejdning eller endelig behandling.

Massen af hver materialefraktion, i , sorteret ud af hvert sorteringsanlæg (m_i^{ud}), beregnes ved at gange massen af ind-strømme (m_i^{ind}) med sorteringseffekten ($f_i^{sortering}$). Beregningen ser således ud:

$$m_i^{ud} = f_i^{sortering} * m_i^{ind}$$

Mængde af det resterende materiale er forskellen mellem massen af indstrømme og udstrømme (input – output).

Massestrømsanalysen er afgrænset til at vurdere mængden af restaffald fra private boliger, efter madaffald, papir, pap, glas og metal er udsorteret i de respektive kildesorteringsordninger etableret eller under etablering i de fynske kommuner. Det vil sige, at mængden af restaffald i fokus indeholder den fulde mængde plast og mad- og drikkekartoner. Ligeledes er storskrald, haveaffald og andre materialer, som afleveres ved andre ordninger ekskluderet fra denne analyse.

2.1 Affaldsmængder

Som udgangspunkt er der anvendt en opgørelse over affaldsmængderne fra det tidligere projekt, der blev lavet for de fynske kommuner (ProCES-Fyn, 2020, s. Bilag F.). Den estimerede affaldsmængde er derfor 73.000 ton restaffald inkl. plast og mad- og drikkekartoner, som forventes produceret fra private husstande samt inklusiv mindre erhverv.

I 2020 blev affaldssammensætning i Kerteminde og Odense undersøgt. Affaldsanalysen af restaffaldet var udført af Rambøll (kilde "Affaldsanalysen 2020"). Der blev fundet meget små mængder plast i restaffaldet i 2020, sammenlignet med affaldssammensætning fra 2015 (Rambøll, 2015). Det blev desuden vurderet, at PP-folier var blevet fejlkategoriseret, hvorfor affaldssammensætningen i Tabel 2 er blevet korrigeret på baggrund af norske erfaringer og kendskab til folie med hjælp af firmaet Mepex Consult AS (ProCES-Fyn, 2020).

Tabel 2. Affaldssammensætning på Fyn (restaffald inkl. plast og mad- og drikkekarton).
Kilde: Mepex. 2020. Skitseprojekt (bilag F), baseret på Affaldsanalysen 2020 udført på opland i Kerteminde og Odense

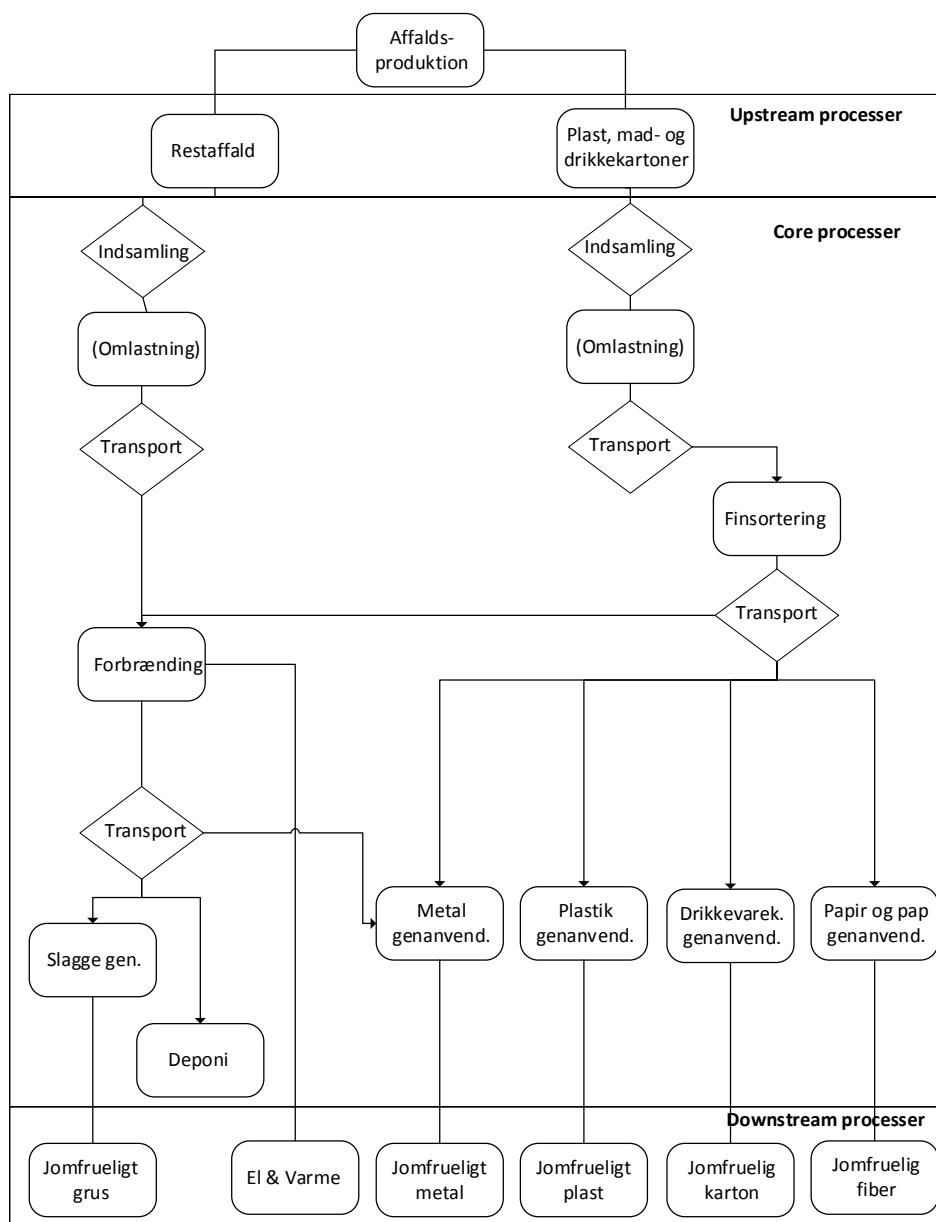
Fraktion niveau 1	Fraktion niveau 2	Fraktion niveau 3	Reguleret resultat 2020 [%]	Mængder [ton/år]
Plastik	Plastfolier	PE-folie	5,65	4.125
Plastik	Plastfolier	PE-laminat	0	0
Plastik	Plastfolier	PE-alu.	1,13	825
Plastik	Plastfolier	PP og andet	1,88	1.372
Plastik	Plastfolier	Sort folie	0,75	548
Sum folie plast			9,42	6.877
Plastik	Emballage plast	PET-bakker	2,76	2.015
Plastik	Emballage plast	PET flasker	0	0
Plastik	Emballage plast	HDPE	1,23	898
Plastik	Emballage plast	PP	2,98	2.175
Plastik	Emballage plast	PS	0,49	358
Plastik	Emballage plast	Sort	1,45	1.059
Plastik	Emballage plast	Andet	1,99	1.453
Sum emballageplast			10,89	7958
Plastik	Andet plast (mix)	HDPE	0	0
Plastik	Andet plast (mix)	PP	0	0
Plastik	Andet plast (mix)	Andet	3,2	2.336
Sum andet plast			3,2	2.336
SUM plast			23,51	17.162
Metal	Metalemballage	Magnetisk	1,15	840
Metal	Metalemballage	Ikke-magnetisk	1,19	869
Metal	Metalemballage	Forskellige	0	0
Metal	Andet metal	Magnetisk	1,29	942
Metal	Andet metal	Ikke-magnetisk	0,71	518
Sum metal			4,34	3.168
Papir	Hvidt papir		0,67	489
Papir	Øvrigt papir		0,84	613
Papir	Karton		0,83	606
Pap	Rent pap		0,71	518
Pap	Tetrapak		6,22	4.541
Pap	Øvrigt coatet pap		0,06	44
SUM Papir og pap			9,34	6.818
Farligt affald	Batterier		0,01	7
Farligt	Elektronik		0,62	453
Farligt	Andet farligt affald		0,59	431
Sum farligt affald			1,21	883
Andet genanvendeligt	Tekstiler		4,24	3.095
Andet	Haveaffald		1,33	971
Andet	Træ		0,11	80
Glas			2,79	2.037
Madaffald			22,6	16.498
Andet ikke-genanvendeligt			30,54	22.294
Total			100	73.000

2.2 Scenariebeskrivelser

Scenario 1 og 2 beskriver to forskellige affaldshåndteringssystemer.

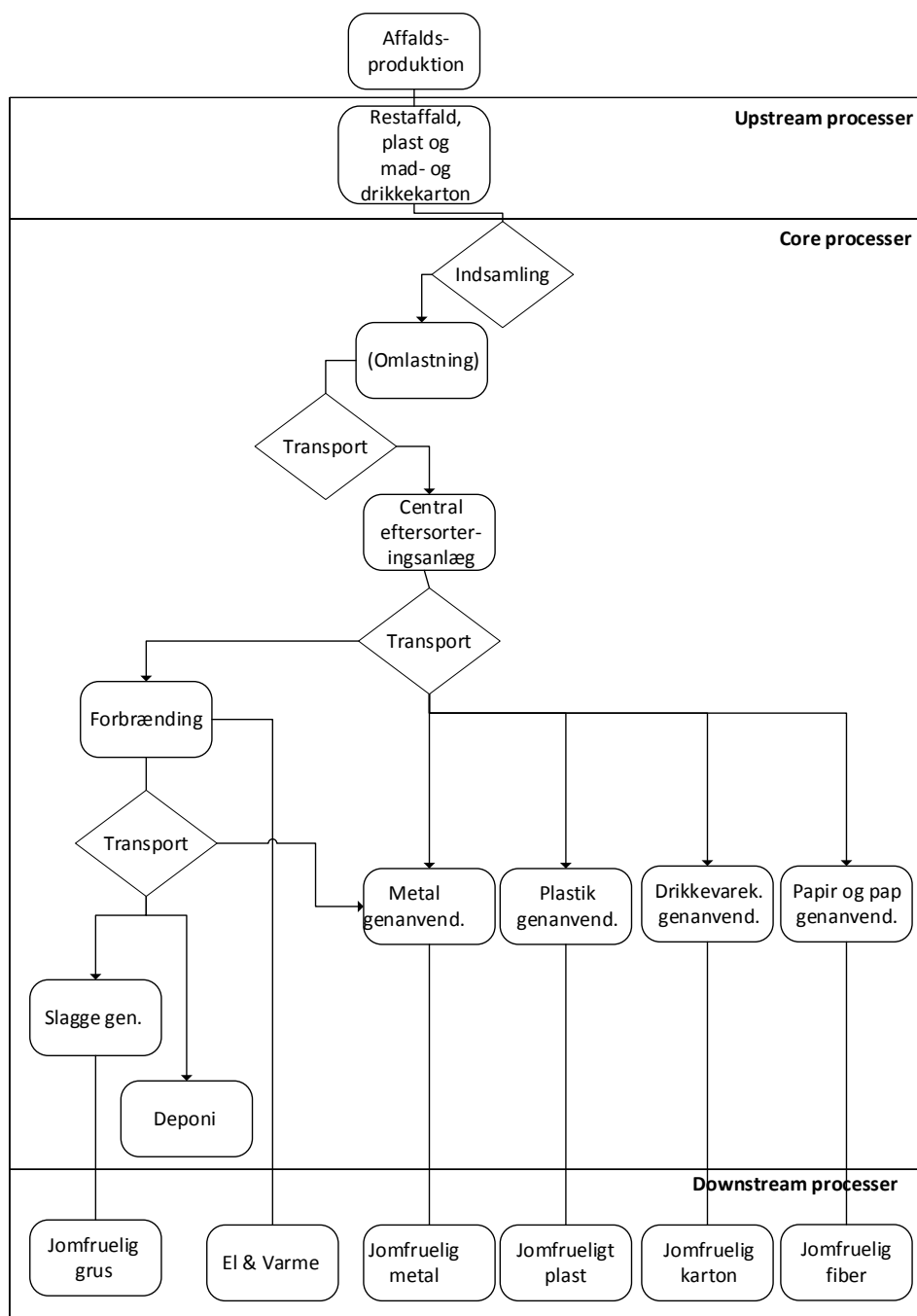
I **Scenario 1** er der regnet med, at en bolig har to affaldsbeholdere henholdsvis en beholder til restaffald og en beholder til plastaffald og mad- og drikkekartoner. Den kombinerede indsamling af plastaffald og mad- og drikkekartoner transporteres til "Finsortering", hvor de forskellige materialer sorteres, før det transporteres til genanvendelse. I scenariet afhentes affaldsbeholderen med plastaffald og mad- og drikkekartoner hver 4. uge. Restaffaldet indsamles og transporteres til forbrænding på Fjernvarme Fyn's forbrændingsanlæg i Odense. Restaffaldet afhentes hver 14. dag.

Affaldet fra visse kommuner bliver i dag omlastet inden det bliver transporteret til Fjernvarme Fyn, og det forventes også at både restaffald og fraktionen med kombineret plastaffald og mad- og drikkekartoner vil blive omlastet for den del, som bliver indsamlet på Langeland, Ærø og Svendborg, og LCA-modelleringen inkluderer omlastning for netop de tre nævnte kommuner.



Figur 1. Scenario 1: Systemgrænser. Downstream processer er substituerede processer af jomfruelige materialer

I **Scenario 2** er der regnet med, at en bolig har én beholder til restaffald, plastaffald og mad- og drikkekartoner. Alle materialerne indsamles sammen hver 14. dag og transporteres til et centralt eftersorteringsanlæg og derefter til genanvendelse og til forbrænding af sigterester og lignende. Når materialerne er blevet genanvendt, bringes de på markedet, hvilket erstatter behovet for at fremstille samme produkt lavet af jomfruelige materialer. Disse jomfruelige materialer er repræsenterede i systemgrænserne under "Downstream processer".



Figur 2.
materialer

Scenario 2: Systemgrænser. Downstream processer er substituerede processer af jomfruelige

2.3 Kombineret indsamling plast og mad- og drikkekartoner

Plastaffald og mad- og drikkekartoner bliver ikke særskilt indsamlet på Fyn i dag, og derfor er sammensætningen af disse materialer estimeret ud fra erfaringer fra andre kommuner i Danmark.

En analyse udarbejdet for Vestforbrænding (Econet, 2018) med afsæt i haveboliger i Rødovre (2018) viser, at 20% af det indsamlede kildesorterede plast er fejlsorteringer, heraf er 6%point dog plastfraktioner, der er vurderet ikke-egnet til genanvendelse. Udbytterapporter (DKK Plastics, 2021/2022) fra hhv. Sønderborg, Svendborg og Nyborg Kommunes indsamling af kombineret

plast og mad- og drikkekarton viser en gennemsnitlig sorteringsrest på ca. 19-23% (2021/2022). Derudover ca. 2,5% metaller og 2-10% mad- og drikkekarton. Ca. 20-32% af det indsamlede "plast og mad- og drikkekarton" er sorteret fra som mix-plastic, mens de resterende ca. 40-47% er sorteret fra som rene polymerer. Ud fra ovenstående erfaringstal for husstandsindsamlet emballageplast i danske kommuner vurderes en fejlsorteringsprocent på 15% at være en rimelig forudsætning (konservativ), for hvad man kan forvente af en husstandsindsamling af emballageplast og mad- og drikkekarton. Af de 15% fejlsorteringer, består bl.a. af 3% ukorrekt sorteret metalaffald og 12% andet affald.

Samtidig antages det, at kildesorteringen opnår 45% sortering af potentialet for både plastaffald og for mad- og drikkekartoner. Det vurderes at være et relativt højt sat, når det antages, at 45% af plastaffaldet (plastpotentialet) reelt bliver sorteret korrekt i husstanden (Ottesen & Petersen, 2021), og det samme antages vedrørende mad- og drikkekartoner. Dette kan i bedste fald opnås på lang sigt, men i dag ses indsamlingseffektiviteter på noget lavere værdier end 45 % af potentialet. I Miljøprojekt 2059 fra 2019 er den forventede kildesorteringseffektivitet for plast fastsat til 25-30 %, mens den i Miljøprojekt 1458 fra 2013 er fastsat til 25-45%,.

Således estimeres mængden ved kombineret indsamling af plast og mad- og drikkekarton at være:

$$M\ddot{a}ngde\ kombineret\ indsamlet\ materiale = (PotPlast(17.161\ ton) * 0,45 + PotTetra(4.540\ ton) * 0,45)/0,85$$

Der er taget udgangspunkt i nedenstående fordeling ift. sammensætningen af plast og mad- og drikkekartonaffaldet, der er ens med sammensætningen kendt fra restaffaldet. Sammensætningen af det resterende restaffald kan ses i Tabel 15 i bilag 8.1.

Tabel 3. Estimeret sammensætning af kombineret indsamlet plast og mad- og drikkekarton til Scenario 1

Fraktion niveau 1	Fraktion niveau 2	Fraktion niveau 3	%	Mængder [ton/år]
Plast	Plastfolier	PE-folie	16,2	1.856
Plast	Plastfolier	PE-laminat	0,0	0
Plast	Plastfolier	PE-alu.	3,2	371
Plast	Plastfolier	PP og andet	5,4	618
Plast	Plastfolier	Sort folie	2,1	246
Sum folie plast			26,9	3.091
Plast	Emballage plast	PET-bakker	7,9	907
Plast	Emballage plast	PET flasker	0,0	0
Plast	Emballage plast	HDPE	3,5	404
Plast	Emballage plast	PP	8,5	979
Plast	Emballage plast	PS	1,4	161
Plast	Emballage plast	Sort	4,1	476
Plast	Emballage plast	Andet	5,7	654
Sum emballageplast			31,2	3.580
Plast	Andet plast (mix)	HDPE	0,0	0
Plast	Andet plast (mix)	PP	0,0	0
Plast	Andet plast (mix)	Andet	9,1	1.051
Sum andet plast			9,1	1.051
SUM plast			67,2	7.722
Mad- og drikkevarekarton			17,8	2.043
Metal			3,0	345
Andet (f.eks. bio-affald, tekstil)			12,0	1.379
Sum			100,0	11.489

2.4 Sorteringseffektivitet på anlæg

I dette afsnit er fokus på, hvor godt anlæggene antages at udsortere de genanvendelige dele af affaldet (sorteringseffektivitet), når sorteringsanlæggene er i drift.

2.4.1 Sorteringsanlæg for kombineret indsamling

Tabel 4 præsenterer sorteringseffektiviteten og massestrømmen for de forskellige materialestrømme, der sorteres på et anlæg i Scenario 1. Der er ingen sorteringsanlæg, som er fuldstændig ens, da de er designet og drevet på forskellige måder. For at kunne estimere sorteringseffektiviteten på et anlæg, der sorterer både plastaffald og mad- og drikkekartoner, er der taget udgangspunkt i en antagelse om, at sorteringseffektiviteten fra et sorteringsanlæg, der modtager særskilt indsamlet plast – kan "fusioneres" med et sorteringsanlæg, der modtager særskilt indsamlede mad- og drikkekartoner. Der henvises til antagelser om sorteringsanlæg foretaget af DTU og COWI og publiceret af Miljøstyrelsen i 2019 (Kromann, Jakobsen, Pedersen, Damgaard, & Henriksen, 2019, s. 12).

Tabel 4. Sorteringseffektivitet af et sorteringsanlæg der tager imod kombineret, særskilt indsamlet plastaffald og mad- og drikkekarton, Scenario 1. Baseret på resultater (Kromann, Jakobsen, Pedersen, Damgaard, & Henriksen, 2019, s. 12).

Materiale i alt			Materiale udsorteret			
	% indhold	ton/år	ton/år	% udsorteret		
Plast	PE-folie	26,9	3.091	2.136	69,1*	
	HDPE	3,5	404	349	86,4*	
	PP	8,5	979	846	86,4*	
	PET-bakker	7,9	907	783	86,4*	
	PET-flasker	0,0	0	0	86,4*	
	PS	1,4	161	139	86,4*	
	Andet plast og sort plast	19,0	2.181	1.884	86,4*****	
	Sum plast	67,2	7.722	6.137	79,5	
Pap	Blandet papir og pap	0	0	0	92,0**	
	Drikkekarton, Tetra	17,8	2.043	1.880	92,0**	
Metal	Metal, magnetisk	1,5	172	155	90,0*	
	Metal, ikke magnetisk	1,5	172	155	90,0*	
Sum metal og pap			2.190	91,9		
Restfraktioner	Tekstiler	0,8	93			
	Glas	0,5	61			
	Træ og haveaffald	0,3	32			
	EE og farligt affald	0,2	27			
	Rest	10,2	1.166			
	Sum rest	12,0	1.379			
Materiale til genanvendelse			8.327	72,5		
Rest, minus 1% fugttab			3.047	26,8		
Total			100,0	11.489	11.374	99,0***

*Kilde: Kildesortering (Kromann, Jakobsen, Pedersen, Damgaard, & Henriksen, 2019, s. 12)

**Kilde: Posesortering (Kromann, Jakobsen, Pedersen, Damgaard, & Henriksen, 2019, s. 12).

***Kilde: Fugtighed (Sønderborg Forsyning, 2020)

****denne udsorteringseffektivitet er generel for plast og er for "andet og sort plast" anses det meget højt, da denne plastfraktion og sort plast vil blive udsorteret i meget lavere mængde

I Tabel 4 kan det ses, at udsorteringsprocenten for plast i gennemsnit er 79,5%. Den laveste udsorteringsprocent ses for PE-folie. Der er antaget, at sorteringsanlægget kan udsortere 92% mad- og drikkevarekarton og 90% metal, og at fugttab er 1%. På grund af fugttabet er materialer ud 1% mindre end de materialer, der går ind i sorteringsanlægget. Af de materialer, der er sorteret på dette sorteringsanlæg, transporteres ca. 72% til genanvendelse.

2.4.2 Eftersorteringsanlæg for restaffald

Tabel 5 præsenterer sorteringseffektiviteten og massestrømmen for de forskellige materialestrømme, der sorteres på et central eftersorteringsanlæg for Scenario 2 (ProCES-Fyn, 2020, s. Bilag F) (Mepex, 12-05-2020).

Tabel 5. Sorteringseffektivitet af en central sorteringsanlæg, der tager imod restaffald med plast og mad- og drikkekarton, Scenario 2. Baseret på analyser gennemført på sorteringsanlægget IVAR i Stavanger (ProCES-Fyn, 2020) (Mepex, 12-05-2020)

Materiale i alt			Materiale udsorteret		
	%	ton/år	ton/år (inkl. Fugttab)	% udsorteret	
Plast	PE-folie	9,4	6.876	4.036	58,7
	HDPE	1,2	898	748	83,3
	PP	3,0	2.175	1.586	72,9
	PET-bakker	2,8	2.015	1.573	78,1
	PET-flasker	0,0	0	0	
	PS	0,5	358	264	73,7
	Andet plast og sort plast*	6,6	4.847	722	14,9
Sum plast		23,5	17.168	8.924	52,0
Metal & Pap	Blandet papir og pap	3,1	2.270	1.262	55,6
	Drikkekarton, Tetra	6,2	4.540	3.278	72,2
	Metal, magnetisk	2,4	1.781	1.589	89,2
	Metal, ikke magnetisk	1,9	1.387	1.259	90,8
Sum metal og pap		13,7	9.978	7.388	74,0
Restfraktioner	Tekstiler	4,2	3.095		
	Glas	2,8	2.036		
	Træ og haveaffald	1,4	1.051		
	EE og farligt affald	1,2	883		
	Rest	53,1	38.788		
Sum rest		62,8	45.854		
Materiale til genanvendelse			16.312	22,3	
Rest, minus 5% fugttab			53.038	72,7	
Total		100,0	73.000	69.350	95,0

*det bør nævnes at mængden af sort plast er faldende, samtidig med at sort plast i højere grad kan udsorteres med nye teknologier og som sort plast ikke farves med carbon black. Derfor er denne udsorteringsgrad for "andet plast og sort plast" sandsynligvis lavere end hvad der reelt kan opnås.

I Tabel 5 kan det ses, at udsorteringsprocenten for plast i gennemsnit er 52% i scenario 2. Den bedste udsorteringsprocent ses for HDPE-plast på ca. 83%, mens kun ca. 15% af "andet plast og sort plast" udsorteres til genanvendelse. Dette er en meget lav udsortering i forhold til Scenario 1, hvilket skyldes, at der er anvendt forskellige kilder. Man må forvente, at udsortering af "andet plast og sort plast" vil have ensartede effektivitet for de to scenarier.

Tilsvarende er udsorteringsprocenten for mad- og drikkekarton 72,2%. Udsortering af metal (magnetisk og ikke magnetisk) ligger på ca. 89% og 91%. Af de materialer, der udsorteres på anlægget, transporteres 22% til genanvendelse, mens ca. 73 % bliver sendt til affaldsforbrænding. Samtidig er der et fugttab, som svarer til ca. 5% af den totale indgående mængde.

2.5 Affaldsbehandling

De to scenarier afstedkommer en forskel i, hvilken type affaldsbehandling affaldsstrømmene har behov for at undergå, i den beregnede massestrømsanalyse. Forskellen kan ses i Tabel 6 og Tabel 8 for de to scenarier (samt Tabel 16 og Tabel 17 i Bilag 1).

Tabel 6. Scenario 1, kombineret indsamling, mængder fordelt på indsamling og affaldsbehandling

Affalds-beholder	Materiale	Mængde sorteret (ton)*	Genanvendelse (ton)	Forbrænding (ton)	Deponi (ton)
Kombineret indsamling	PE folie	2.136	2.136		
	HDPE	349	349		
	PP	846	846		
	PET bakker	783	783		
	PET flasker	0	0		
	PS	139	139		
	Andet plast	1.884	1.884		
	Blandet papir	0	0		
	Tetra	1.880	1.880		
	Metal	155	155		
	Alu	155	155		
	Rest	3.047		3.047	
	sum kombineret indsamlet	11.375	8.328	3.047	
Restaffald	Rest	61.560		61.560	
Sum		72.935	8.328	64.607	
Procent til genanvendelse/forbrænding			11%	89%	
Procent reelt behandlet (%)			27%	70%	3%

*efter 1% fugttab i den kombinerede plastaffald og mad- og drikkekarton fraktion.

I Scenario 1 (Tabel 6) beregnes den samlede reelle genanvendelse til 27%, forudsat at slagter og metaller udsorteres og genanvendes efter forbrænding af restaffaldet. Denne procentsats inkluderer også den reelle mængde til genanvendelse efter finsortering af plastaffald og mad- og drikkekartoner. Deponerede materialer består af frasorteret materiale fra genanvendelsesprocesserne af jern og aluminium, samt flyveaske fra forbrænding. Fugtighedstab i processen er 1% af den indsamlede mængde af kombineret plast- og mad- og drikkekartoner på 11.489 ton (fra Tabel 3). I Scenario 1 er andelen materiale sendt til hhv. 11% til genanvendelse og 89% til forbrænding. For flere oplysninger om materialer fra forbrænding, se Tabel 16 i Bilag 1.

Tabel 7. Scenario 1, oversigt over indsamlede, udsorterede og reelt genanvendte mængder af plastaffald og af mad- og drikkekartoner

Mængder (ton)	Potentiale	Sc. 1			
		Indsamlet til sortering	udsorteret fra Sorteringsanlæg	Reelt genanvendt	Reel genanvendelsesprocent (%)
Plast i alt	17.161	7.722	6.137	5.425	32%
Tetra (MDK)	4.540	2.043	1.880	1.711	38%

Den samlede mængde plast, som reelt genanvendes, er ca. 5.400 ton, hvilket svarer til ca. 32% af potentialet på ca. 17.000 ton plast. Ved reel genanvendelse forstås den mængde, som forventes at blive genanvendt efter, at sorteringsanlæg og genvindingsanlæg har sorteret restfraktioner fra som rejekt. Den reelle mængde til genanvendelse er altså den mængde af materiale, som faktisk kommer tilbage på markedet som genanvendt materialer, og som kan erstatte jomfruelige materialer.

Den samlede mængde mad- og drikkekartoner (Tetra), som reelt genanvendes, er ca. 1.700 ton hvilket svarer til ca. 38% af potentialet på ca. 4.540 ton (se Tabel 7 samt Tabel 16 i Bilag 1 for de reelle mængder til genanvendelse).

Tabel 8. Scenario 2, restaffaldssortering, mængder sorteret på restaffaldsanlæg

Affalds-beholder	Materiale	Mængde udsorteret (ton)*	Genanvendelse (ton)	Forbrænding (ton)	Deponi (ton)
Restaffald	PE folie	4.036	4.036		
	HDPE	748	748		
	PP	1.586	1.586		
	PET bakker	1.573	1.573		
	PET flasker	0	0		
	PS	264	264		
	Andet plast	722	722		
	Blandet papir	1.262	1.262		
	Tetra	3.278	3.278		
	Metal	1.589	1.589		
	Alu	1.259	1.259		
	Rest	53.038		53.038	
Sum		69.350	16.317	53.038	
Procent til genanvendelse og forbrænding			24%	76%	
Procent reelt behandlet			36%	61%	3%

**mængder efter 5% fugttab*

I Scenario 2 (Tabel 8) beregnes det, at den samlede reelle genanvendelse for alle materialer er 36%, og inkluderer både genanvendelse af slagge og metaller fra affaldsforbrænding samt de reelle mængder af materialer fra eftersortering og finsortering af de genanvendelige materialer. Fugtighedstab i processen er 5% af 73.000 ton. Den samlede mængde materiale, der skal behandles efter sorteringsanlægget i de to scenarier er ikke ens, da der er forskelligt fugttab undervejs i processen for de to systemers affaldsbehandlinger. I Scenario 2 er andel materiale sendt til hhv. 24% genanvendelse og 76% forbrænding. For flere oplysninger om materialer fra forbrænding for scenario 2, se Tabel 17 i bilag 1.

Mængden af affald til deponi består hovedsageligt af flyveaske fra affaldsforbrænding.

Tabel 9. Scenario 2, oversigt over indsamlede, udsorterede og reelt genanvendte mængder af plastaffald og af mad- og drikkekartoner

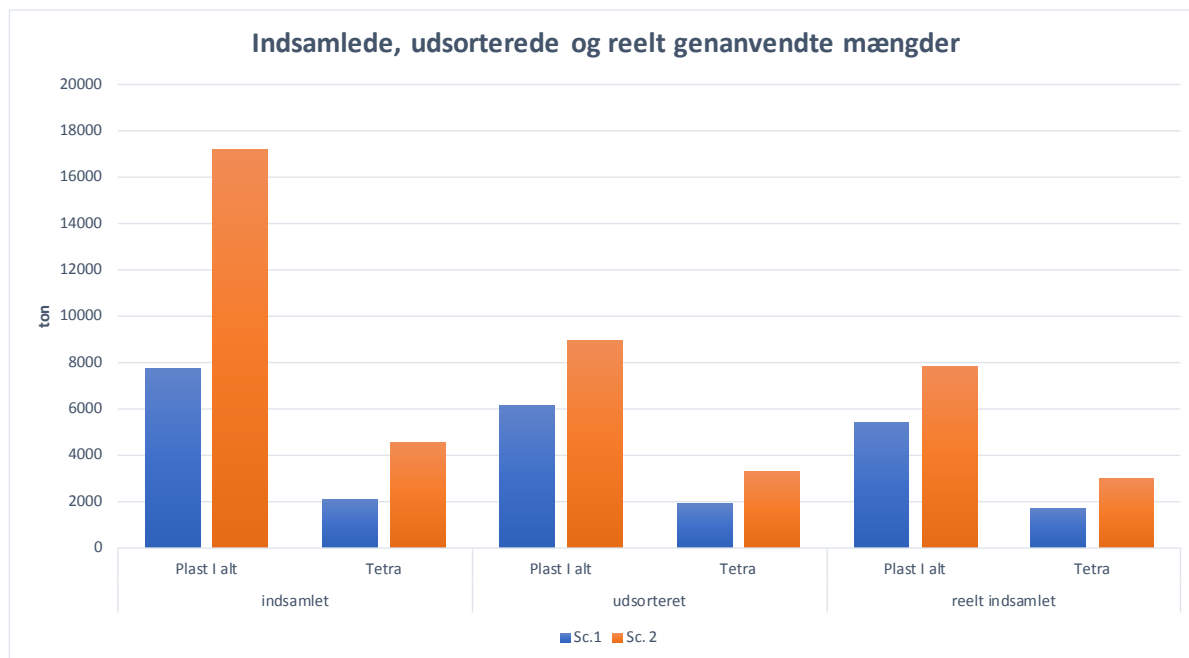
Mængder (ton)	Potentiale	Sc. 2			
		Indsamlet til sortering	udsorteret fra Sorteringsanlæg	Reelt genanvendt	Reel genanvendelsesprocent (%)
Plast I alt	17.161	17.161	8.924	7.828	46%
Tetra (MDK)	4.540	4.540	3.278	2.983	66%

Den samlede mængde plast, som reelt genanvendes, er ca. 7.800 ton, hvilket svarer til ca. 46% af potentialet på ca. 17.000 ton plast.

Den samlede mængde mad- og drikkekartoner (Tetra), som reelt genanvendes, er ca. 2.983 ton, hvilket svarer til ca. 66% af potentialet på ca. 4.540 ton (se Tabel 9).

2.6 Delkonklusion på massestrømsanalysen

Resultaterne fra massestrømsanalysen, viser, at mængderne af plastaffald og af mad- og drikkekarton er større ved et system med eftersortering af restaffaldet i forhold til en kombineret indsamling. Mængderne af affald, som reelt genanvendes, er ca. 44% højere for plastaffald og ca. 74% højere for mad- og drikkekartoner (Tetra). De samlede mængder, som indsamles, udsorteres på automatiske sorteringsanlæg samt de reelle genanvendte mængder er afbilledet i Figur 3 nedenfor.

**Figur 3 Oversigt over indsamlede, udsorterede og reelt genanvendte mængder af plastaffald og af mad- og drikkekartoner for scenario 1 og 2**

3. LIVSCYKLUSSCREENING

I dette kapitel præsenteres forudsætningerne for modelleringen af livscyklusscreeningen, efterfulgt af resultaterne af livscyklusscreeningerne. Afsnittet omfatter bl.a. oplysninger om måldefinition, beskrivelse af analysens omfang, datagrundlag og beregningsforudsætninger.

3.1 Formål

Livscyklusscreeningens formål

Undersøgelsens formål er at lave en sammenlignelig livscyklusscreening fra "vugge til grav" (cradle-to-grave) af to forskellige scenarier for håndtering- og affaldsbehandlingen. Sammenligningen vil illustrere de forventede miljømæssige konsekvenser ved de to scenarier.

Som tidligere beskrevet dækker Scenario 1 over, at husholdningerne sorterer deres plastaffald sammen med mad- og drikkekartoner i et separat rum (i en beholder), kaldet kombineret indsamling, mens restaffaldet indsamles særskilt.

Scenario 2 tager udgangspunkt i, at de tre affaldsfraktioner ikke sorteres ved husstanden, men indsamles sammen, hvorefter de undergår en central eftersortering, med henblik på at udsortere de genanvendelige dele fra materialeblandingen – herunder specifikt plastaffald og mad- og drikkekartoner.

Metodeantagelser og effektbegrænsninger

Resultatet af undersøgelsen kvantificerer de miljømæssige konsekvenser ud fra en livscyklus af de to beskrevne scenarier og er lavet efter den EU-anbefalede praksis for karakteriseringsmodellering. De miljømæssige konsekvenser kvantificerer den forventede effekt af de to scenarier, og muliggør dermed en miljømæssig sammenligning af de to alternativer.

De anvendte teknologier og processer, der indgår i affaldshåndteringen, kan være afgørende for den samlede miljømæssige vurdering. Undersøgelsen resultater må ikke overføres og anvendes med brugen af anden teknologi med en anden sorteringseffektivitet, end de oplysninger som findes i Tabel 4 og Tabel 5. Ligeledes bør analysens resultater anvendes med forsigtighed, ift. sammenligning med andre geografiske områder, hvor transport og baggrundsprocesser (som eksempelvis el- og varmeforsyning) kan være forskellige.

Beslutningskontekst og begrundelse for udførelse af LCA-undersøgelsen

Undersøgelsen og dens resultater, skal ses i lyset af affaldsbekendtgørelsens nuværende paragraf 43 (tidligere 44), der omhandler undtagelse fra særskilt indsamling.

En undtagelse, der muliggør, at plastaffald og mad- og drikkekartoner kan indsamles sammen med restaffaldet, skal følge en proces, hvor kommunalbestyrelsen i første omgang skal anmode Miljøstyrelsen om at tage stilling den nye indsamlingsform. Miljøstyrelsen vil skulle vurdere, om én eller flere af undtagelsesmulighederne beskrevet i EU's affaldsdirektiv kan opfyldes ud fra en faglig vurdering. Herefter vil anmodningen skulle behandles i Miljøministeriets departement, hvor undtagelsen vil skulle vurderes ift. om den ville være i overensstemmelse med den politiske aftale *Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi*. En nærmere procesbeskrivelse er beskrevet i Miljøstyrelsens "Vejledende udtalelse om affaldsbekendtgørelsen § 44 (undtagelse fra særskilt indsamling)" (Miljøministeriet, 2020). Beslutningskonteksten er derfor situation B – meso/macro-level beslutningsstøtte ifølge ILCD-håndbogen (European Commission, 2010)

Målgruppe

Analysens målgruppe er primært sammenslutningen af de fynske kommuner og medarbejderne fra Odense Renovation, der skal bruge undersøgelsens resultater i den efterfølgende undtagelsesproces hos Miljøstyrelsen, hvor resultater fra en livscyklusscreening er påkrævet.

Undersøgelsen er bestilt af Sekretariatet for Eftersortering FYN med Odense Renovation som sekretariatsleder. Livscyklusscreeningen er udarbejdet af konsulenter fra Rambøll, med uddannelsesmæssig baggrund indenfor udarbejdelse af livcyklusvurderinger på affaldsområdet. Forfatterne til undersøgelsen har ikke nogen interesser/investeringer, der ville kunne påvirke undersøgelsens resultater.

3.2 Afgrænsning og funktionel enhed

3.2.1 Indledning

En undtagelse, der ville muliggøre kombineret indsamling af restaffald, plastaffald og mad- og drikkekartonaffald, ville kunne påvirke praksissen for indsamling af affald på nationalt niveau. Beslutningskonteksten påvirker LCI-modelleringsrammen, som i dette tilfælde ville være et konsekvensprincip. Multifunktionalitet blev løst ved systemudvidelse ved hjælp af marginale processer.

Livscyklusscreeningens resultater vil blive præsenteret som karakteriseret og normaliseret ud fra 18 forskellige miljøpåvirkningskategorier. Resultaterne præsenteres hhv. i en tabelform samt i en graf, med udgangspunkt i enheden personækvivalenter (PE). Resultaterne analyseres efterfølgende for at vise de enkelte procesbidrag.

3.2.2 Funktionel enhed

Den funktionelle enhed definerer den service eller det produkt, som vurderes i en livscyklusvurdering.

De to affaldshåndteringssystemer sammenlignes ud fra den funktionelle enhed:

”Indsamling og behandling af restaffald samt plastaffald og mad- og drikkekartoner eksklusiv kildesorteret bioaffald, papir, metaller, glas, elektronik og tekstiler, indsamlet på Fyn, Årø og Langeland i et år.”

Der er taget udgangspunkt i en beregnet mængde affald på 73.000 tons for de planlagte ordninger i kommunerne i 2019. Affaldets sammensætning er som angivet i Tabel 2.

3.2.3 Systemgrænser og fuldstændighedskrav

Systemgrænser

Livscyklusscreeningen omfatter alle faser af affaldshåndteringen - fra affaldsindsamlingen og hele vejen videre igennem forskellige behandlingsled - fra vugge til grav (cradle-to-grave). Vugge til grav betyder, at affaldets livscyklus begynder, når det bortskaffes som affald i en beholder - og slutter, når materialerne er blevet til et nyt produkt eller får en ny værdi.

Processer, der indgår i scenarierne for livscyklussen, er indsamling, omlastning, balletering, transport, sortering, genanvendelse, forbrænding, deponering og substitution af jomfruelige

materialer og energi.

Fuldstændighedskrav (completeness requirements)

Livscyklusscreeningen har de fleste processer inkluderet. Nogle processer er dog blevet udelukket fra afgrænsningen:

- (i) Arbejde udført inden affaldet bortskaffes i husholdningsbeholderen
- (ii) Produktion, reparation, vedligeholdelse og udskiftning af husholdningsbeholdere
- (iii) Produktion, reparation, vedligeholdelse og udskiftning af maskiner, der anvendes til omlastning, balletering og sortering af affaldsmaterialer
- (iv) Udstyr og konstruktion af faciliteter såsom kontorer, parkeringspladser, sorteringsfaciliteter osv.

3.2.4 LCI-datas repræsentativitet

Teknologisk repræsentativitet

Teknologisk repræsentativitet af data henviser til de teknologier, som dataene og derfor resultaterne repræsenterer. Det er vigtigt, at dataene repræsenterer forhold, der er egnet til at blive sammenlignet med en virkelig praksis. I denne undersøgelse anvendes data om hhv. teknologi vedrørende køretøjer, sorteringseffektivitet på behandlingsanlæg og affaldsbehandlingsmuligheder, af de forskellige affaldstyper. Sorteringseffektivitet, vask og oparbejdning er forbundet med nogen usikkerheder, da disse vurderes til at være afhængige af den affaldssammensætning, som bliver behandlet. Derfor, bliver der udført følsomhedsanalyse på nogle af disse parametre, se mere i afsnit 4.

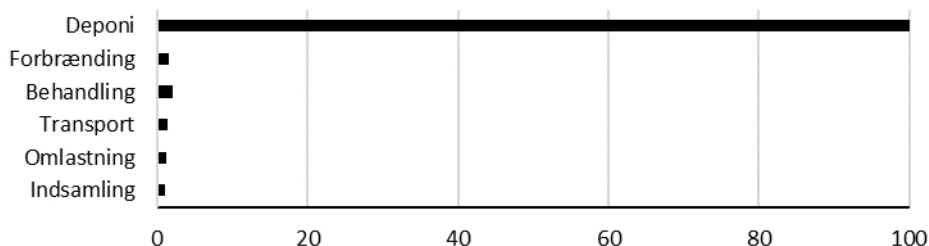
De køretøjer, der anvendes i modellen, er på Euro 5 og 6 niveau (dvs. europæiske emissionsstandarder). Dataene, der repræsenterer sorteringsfaciliteterne, basere sig på tilgængelig viden om sorteringseffektivitet og energiforbrug fra anlæg, der anvendes i dag.

Geografisk repræsentativitet

Den geografiske repræsentativitet i denne undersøgelse refererer til transportafstande og de energikilder der anvendes, til hhv. sortering og i den videre affaldsbehandling. Transportafstandene er afklaret i samråd med Odense Renovation pba. deres viden omkring den fysiske placering af de anvendte affaldsbehandlingsanlæg. Energikilderne kendes, for de specifikt udvalgte anlæg.

Tidsmæssig repræsentativitet

Det antages, at affaldsindsamlingen indføres over et år. Det antages, at alle andre processer starter inden for samme år, som indsamlingen starter. Det antages, at der er en vis forsinkelse fra indsamlingen er sket, førend materialerne er færdigbearbejdet grundet opbevaring af materialerne. I tilfælde af bortskaffelse på deponi, antages det, på baggrund af materialernes forskellige nedbrydningshastighed, at deponiet er i drift i 100 år. Størstedelen af processerne er repræsenteret inden for tidsrammen 2022 til 2024.



Figur 4. Undersøgelsens tidsmæssige omfang. Indsamlingen starter i år 0 og fortsætter i 1 år. Sorteringsprocessen og transporten fortsætter i et par måneder efter indsamlingen, tilsvarende forudsættes forbrænding af materialer at fortsætte i op til et halvt år og genanvendelse af materialer fortsætter op til et år efter. Materialenedbrydningen i lossepladsen antages at fortsætte 100 år fra indsamling

Grundlag for konsekvensanalyse

Metoden for livscykluspåvirkningsvurdering (e. life cycle impact assessment, LCIA) er en metode til at omsætte emissioner og ressourcer til et begrænset antal miljøpåvirkningskategorier. Metoden til denne LCA-screening er i overensstemmelse med ILCD-håndbogen (European commission, 2010) og ISO 14044 (Environmental management Life cycle assessment Requirements and guidelines). Den valgte LCIA-metode er "ReCiPe2016 – midpoint without LT.H", udgivet i 2016, som er en metode til at omsætte emissioner og ressourcer til et begrænset antal miljøpåvirkningskategorier. Værdivalget er hierarkisk, og LCIA-metoden omfatter ikke de langsigtede underafdelinger, og alle kategorierne er midtpunktskategorier. LCIA-metoden gør brug af 18 miljøpåvirkningskategorier vist i Tabel 18 i bilag 8.2.1. De anvendte normaliseringsfaktorer for disse påvirkningskategorier er divideret med den globale påvirkning pr. indbygger for år 2000. De normaliserede resultater er derfor beregnet som følger:

$$\begin{aligned} \text{Normaliserede resultater} &= \text{Karakteriserede resultater} * \text{Normaliserede scoring} \\ &= \text{Karak. resultater} * \frac{\text{enhed emissionspåvirkning}}{\text{capita global effekt for år 2000}} \end{aligned}$$

Modelleringen er udført i EASETECH, et software udviklet af DTU designet til livscyklusvurderinger af affaldshåndteringssystemer.

Krav til sammenlignende undersøgelser

Dette case studie er blevet udført ved hjælp af de samme systemgrænser, samme datakvalitet, samme afstande, teknologi for køretøjer og affaldsbehandling.

Behov for tredje parts verificering

Denne livscyklusscreening vil ikke blive verificeret af en tredjepart, men vil indgå som supplerende dokumentation i ansøgningen til Miljøstyrelsen ift. anmodning om undtagelse for særskilt indsamling.

3.3 Livscyklus opgørelse

3.3.1 LCI-model på systemniveau

Systemgrænserne for Scenario 1 og 2 kan ses i Figur 1 og Figur 2. Når man sammenligner diagrammerne, er den væsentligste forskel, at der i Scenario 1 er to affaldsstrømme sammenlignet med én affaldsstrøm i Scenario 2. Derudover er flere af processerne ens, men for varierende affaldsmængder. Processerne omfatter selve affaldsindsamlingen, sortering, genanvendelse af de samme materialetyper ved brug af de samme teknologier, foruden samme videre affaldsbehandlingsform ved forbrænding eller deponi.

3.3.2 Dataindsamling

Størstedelen af den anvendte data stammer fra rapporter, som Odense Renovation har fået udført af forskellige konsulentvirksomheder. Rapporterne indeholdt data om områdets affalds-sammensætning, sorteringsteknologier, -effektivitet, -energiforbrug, -vandforbrug og andre specifikationer for eftersortering af restaffald anvendt i Scenario 2. Odense Renovation gav også indsigt i placeringen af behandlingsanlæg. Udover det, blev noget data indsamlet online. Den indsamlede data er blevet kategoriseret ud fra specificitet (meget høj til meget lav), defineret i Tabel 10.

Tabel 10. Klassificering af dataspecificitetskategorier, inspireret af (Wenzel, Hauschild, & Alting, 2000)

Meget høj	Målt direkte på et bestemt processted eller skalaer fra måling
Høj	Udledt af måling på et bestemt processted via modellering
Medium	LCI databaseproces eller data fra litteratur, der er specifik for den faktiske proces
Lav	Generisk LCI databaseproces eller data fra litteratur
Meget lav	Bedømmelse af ekspert eller LCA-specialist

Tabel 11. Datakvalitetsvurdering til det sammenlignende LCA-studie, inspireret af (Wenzel, Hauschild, & Alting, 2000)

Proces	Sub-proces	SC	Specificitet					Type	Adgang	Kilde
			Meget høj	Høj	Medium	Lav	Meget Lav			
Materialer	Affaldssammensætning restaffald+plast, mad- og drikkekarton	2	x					Affalds-sammensætning	Odense Renovation	(ProCES-Fyn, 2020)
	Affaldssammensætning plast, mad- og drikkekarton	1			x			Affalds-sammensætning	Litteratur	(Sønderborg Forsyning, 2020)
Forarbejdning	Omlastning	1&2				x		Energiforbrug	Online søgning	(HalloBaler, 2022)
	Sortering, restaffald+plast, mad- og drikkekarton	2	x					Energiforbrug og effektiviteter	Odense Renovation	(ProCES-Fyn, 2020)
	Sortering, plast, mad- og drikkekarton	1			x			Energiforbrug og effektiviteter	Litteratur	(Kromann, Jakobsen, Pedersen, Damgaard, & Henriksen, 2019)
Transport	Indsamling	1&2			x			Brændstof	Database	EASETECH
	Anden transport	1&2			x			Brændstof	Database	EASETECH
Genanvendelse	Plast genanvendelse	1&2			x			Energiforbrug og effektiviteter	Database	EASETECH
	Papir genanvendelse	1&2			x			Energiforbrug og effektiviteter	Database	EASETECH
	Karton genanvendelse	1&2			x			Energiforbrug og effektiviteter	Database	EASETECH
	Metal genanvendelse	1&2			x			Energiforbrug og effektiviteter	Database	EASETECH
Forbrænding	Forbrændingsanlæg	1&2			x			Energiforbrug og produktion	Database	EASETECH / (Fjernvarme Fyn, 2020)
Deponi	Deponi	1&2			x			Energiforbrug og effektiviteter	Database	EASETECH

Forskellen i datakvalitet mellem de to scenarier ses omkring affaldssammensætningen og selve sorteringsanlæggene.

3.3.3 Systemmodellering pr. livcyklusfase

I dette kapitel opsummeres forhold om dataindsamlingen, herunder hvilke væsentlige antagelser der er anvendt, som kan hjælpe med at forstå og fortolke resultaterne.

Upstream processer

Ved upstream processer, forstås de aktiviteter, som ligger forud for selve affaldshåndteringen, og som ligger uden for myndighedernes direkte påvirkning. Upstream processer inkluderer således selve affaldsproduktionen hos husstandene samt den sortering, som foretages i husstandene.

Affaldssammensætningen, der er anvendt for Fyn, er baseret på en undersøgelse fra Kerteminde og Odense Kommune i 2020 (se Tabel 2). Affaldsmængden i kommunerne er baseret på målinger fra 2019 (ProCES-Fyn, 2020, Bilag F) og er forudsat at være 73.000 tons i alt, fordelt med udgangspunkt i antallet af indbyggere i hver kommune (se Tabel 12).

Tabel 12. Indbyggertal 1. kvartal Fyn 2019. Affaldsmængder beregnet pba. indbyggertal. Kilde: Danmarks statistik

	Antal indbyggere*	Affald [ton]**	km fra Odense***
I alt	498.481	73.000	
Assens	41.212	6.035	41
Faaborg-Midtfyn	51.809	7.587	32
Kerteminde	23.773	3.481	19
Langeland	12.560	1.839	81
Middelfart	38.553	5.646	48
Nordfyns	29.693	4.348	25
Nyborg	32.042	4.692	31
Odense	204.182	29.901	0
Svendborg	58.599	8.582	50
Ærø	6.058	887	78

*Danmarks statistik

**ProCES-Fyn, 2020, s. Bilag F

***Google maps

Kerneprocesser

Ved kerneprocesser forstås den fysiske affaldshåndtering og de aktiviteter, som er nødvendige for indsamling, transport, sortering, behandling og bortskaffelse.

Det antages, at de indsamlingskøretøjer der anvendes på Fyn, i gennemsnit svarer til et Euro 6 indsamlingskøretøj der kører på diesel, med en maksimal kapacitet på 10 tons. Det gennemsnitlige dieselforbrug ved indsamling er 0,00307 l/kg (vådvægt) for restaffald - og noget højere for særskilt indsamlet materialer, 0,00659 l/kg, da særskilt indsamlet materialer er lettere for hver tømning af beholder og derfor skal køre længere for at fylde indsamlingsbilerne. 30% af de genanvendelige materialer og restaffald, antages at blive tømt fra indsamlingskøretøjerne og presset i baller, før de sendes videre i processen. Det antages at balletering og omlastning af affaldet har et energiforbrug på 0,073 kWh/kg.

Transport til og udsortering af de genanvendelige fraktioner er en del af kerneprocesserne i Scenario 2. Den gennemsnitlige tilbagelagte transportstrækning pr. kg affald er 23,7 km, beregnet ud fra oplysningerne i Tabel 12, hvor materialer (30% af dem omlastede) flyttes fra de forskellige fynske kommuner til Odense. De brugte lastbiler er Euro 5, diesel med fuld lastkapacitet på 18 tons kørsel på motorveje. Affaldet vil herfra indtræde i processen på det centrale sorteringsanlæg i Odense, som har et energiforbrug på 0,02625 kWh/kg (vådvægt (ProCES-Fyn, 2020, s. Bilag F)).

Transport af restaffald skulle i Scenario 1 transporteres en gennemsnitlige strækning på 23,7 km/kg til Fjernvarme Fyn's forbrændingsanlæg. Transporten af de genanvendelige fraktioner antages at blive transporteret til Hamborg (afstand 23,7+307 km) til et sorteringsanlæg. De anvendte lastbiler er, som i Scenario 2, Euro 5 diesel med fuld lastkapacitet på 18 tons med kørsel på motorveje. Det antages, at sorteringsanlægget vil have samme energiforbrug, som anlægget i Scenario 2. Mængden og effektiviteten af sorteringen af de kildesorterede materialer er vist i Tabel 6.

Efter at alle materialer er blevet sorteret i begge scenarier, sendes de genanvendelige dele til genanvendelse, mens resten sendes til forbrænding. Da de genanvendelige materialer i Scenario 2 er placeret i Odense, skal disse transporteres i lastbiler fra Odense til Hamborg, samme 307 km som i Scenario 1. Det antages at materialerne i begge scenarier genanvendes i nærheden af Hamborg og transporteres samme distance.

Forbrændingen af rejekt fra genanvendelsesprocesserne er baseret på et gennemsnit fra europæiske affaldsforbrændingsanlæg. Rejekt fra metal- og aluminium-genanvendelse bliver deponeret på europæisk deponeringsanlæg (inkl. perkolatbehandling). Processerne, der i EASETECH anvendes til modellering af livscyklusscreeningen, er angivet i Tabel 19 i Bilag 8.2.2.

Data om forbrænding af affaldsmaterialer baserer sig på en proces fra EASETECH, der repræsenterer gennemsnittet af danske forbrændingsanlæg, som tilsvarende er justeret med indrapporterede miljødata i 2020 (Fjernvarme Fyn, 2020). I 2020 rapporterede Fjernvarme Fyn, at den producerede energi fra forbrændingen blev omdannet til (fordelt mellem) 12% elektricitet og 104% til varme (fjernvarme). Grunden til at energiudnyttelsen overstiger 100% er pga. røggaskondensering og udnyttelsen af den ekstra energi, der genvindes ved afkøling af røggasserne fra brændslet. Databasen i EASETECH tager hensyn til de materialer, der brændes og dermed er resultaterne af forbrændingen forskellige, eftersom kompositionen af affaldet ændres. Energiforbrug samt og substitution af energi er dels baseret på elektricitetsproces (Elektricitetsnetmix 1kV-60kV; AC; forbrugsmix, hos forbrugeren; 1kV - 60kV) fra Europa (EU-27) og marginal varmeprocess (Varme fra naturgas, Gennemsnit af kraftværker i Danmark i 2010). Såfremt elektriciteten og fjernvarmen generelt bliver grønnere med tiden, vil substitutionen af energi medføre en reduceret miljøgevinst end antaget i disse beregninger, hvor elektriciteten er delvis baseret på fossile energikilder og varmen er helt baseret på fossil energi (naturgas). Derved vil en øget udsortering og den dermed reduceret affaldsforbrænding blive endnu mere fordelagtig i fremtiden med et grønnere energimix end i dag.

Downstream processer

Ved downstream processer forstås de aktiviteter, som ligger udenfor selve affaldshåndteringen og behandlingen, men aktiviteter som er påvirket af de produkter, som kommer fra affaldssystemet. Downstream processer inkluderer således substitution af el og varme samt jomfruelige materialer, som erstattes af genanvendte materialer.

En af undersøgelsens mest indflydelsesrige antagelser er, at materialerne fra begge scenarier kan genanvendes i samme omfang uden brug af yderligere energi, vand eller andet (disse antagelser er undersøgt i følsomhedsanalysen i kapitel 4).

I genanvendelsesprocessen bliver en del af materialet reelt genanvendt (første kolonne i Tabel 13), mens den øvrige mængde går tabt i processen som rejekt.

Når materialerne er blevet oparbejdet, kan de indgå i produktionen af nye produkter, hvormed de erstatter behovet for produktionen af nye (jomfruelige) materialer og råvarer.

Substitutionsprocenten (anden kolonne i Tabel 13) angiver, hvor meget af det genanvendte materiale der er behov for, for at substituere det jomfrueligt materiale. Eksempelvis vil der for nogle materialetyper (bl.a. plast), være brug for mere end 1 kg genanvendt materiale, for at substituere 1 kg jomfrueligt materiale. Forudsætninger der anvendes i denne undersøgelse, stammer fra EASETECH.

Tabel 13. Forudsætninger om genanvendelse og substitution af materialer. Kilde: EASETECH

Fraktion	Reel genanvendelse (%)	Substitution (%)
PE-folie	90,3	-90,0
HDPE	90,0	-81,0
PP	90,3	-90,0
PET-bakker	75,5	-81,0
PET-flasker	75,5	-81,0
PS	90,3	-90,0
Andet plast	90,3	-90,0
Blandet papir	95,5	-90,0
Tetra	91,0	-90,0
Metal	84,0	-100,0
Aluminium	93,0	-100,0

Tetrapack-materiale er også kendt som mad- og drikkekartoner, og de indeholder en PE-plastbelægning samt evt. aluminium inder-belægning. Disse belægninger antages at blive adskilt fra kartonens fibermateriale (som eks. består af pap) fra pulpningen i genanvendelsesprocessen, hvorefter det antages at blive behandlet sammen med det øvrige rejekt fra processen.

3.3.4 Beregnede LCI-resultater

De samlede brug af materialer og processer (Life cycle inventory – LCI), som er modelleret i EASETECH, findes i Tabel 20 i Bilag 8.2.3.

3.4 Resultater

Miljøresultaterne fra livscyklusscreeningen præsenteres dels som karakteriserede (dvs. som miljøækvivalenter for hver miljøkategori) samt som normaliserede resultater (dvs. hvor miljøeffekterne er sammenholdt med en gennemsnitspersons årlige belastning for den pågældende miljøkategori).

3.4.1 Karakteriserede resultater

Resultaterne for de 18 miljøpåvirkningskategorier er vist i Tabel 14. Begge scenarier giver negative påvirkningsscores i 16/18 påvirkningskategorier, som kan fortolkes således, at begge systemer vil påvirke miljøet positivt i 16/18 påvirkningskategorier.

Tabel 14. Karakteriserede miljøeffektpotentialer for 18 miljøkategorier fra ReCiPe2016 LCIA metoden. Rød indikerer at resultatet er miljømæssigt værre end det sammenlignede Scenario, mens grøn indikere den miljømæssige bedste værdi af de to Scenario

Miljøpåvirkningskategori	Enhed	Scenario 1	Scenario 2
Climate change	ton CO ₂ -eq	-3.388	-20.947
Fine particulate matter formation	ton PM2.5-eq	-23	-39
Terrestrial acidification	ton SO ₂ -eq	-69	-117
Freshwater eutrophication	ton P-eq	0	0
Marine eutrophication	ton N-eq	-5	-9
Mineral resource scarcity	ton Cu-eq	-51	-152
Fossil resource scarcity	ton oil-eq	-16.547	-19.997
Ozone depletion	ton CFC-11-eq	0	0
Ionizing radiation	kBq Co-60-eq	-443.600	-532.602
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	ton NO _x -eq	-16	-41
Photochemical oxidant formation: human health	ton NO _x -eq	-13	-37
Terrestrial eco-toxicity	ton 1,4-DCB-eq	16.363	30.968
Freshwater eco-toxicity	ton 1,4-DCB-eq	-2	-3
Marine eco-toxicity	ton 1,4-DCB-eq	-40	-29
Human toxicity: cancer	ton 1,4-DCB	-840	-1.030
Human toxicity: non-cancer	ton 1,4-DCB	552	2.311
Land use	m ² *yr annual crop land-eq	-5.695	-5.005
Water use	m ³ water consumed	-42.178.140	-45.318.991

Når de to scenarier sammenlignes, har Scenario 2 lavere miljøpåvirkninger end Scenario 1 i 14/18 påvirkningskategorier. I Scenario 1 reduceres CO₂-udledningen med 3,4 millioner kg CO₂-ækvivalenter, hvilket svarer til en reduktion på -0,044 kg CO₂-ækvivalenter pr. kg affald (beskrevet i funktionel enhed). Tilsvarende for Scenario 2 reduceres CO₂-udledningen med 21 millioner kg CO₂-ækvivalenter, eller -0,27 CO₂-ækvivalenter pr. kg affald, givet de forudsætninger der er blevet diskuteret i rapporten.

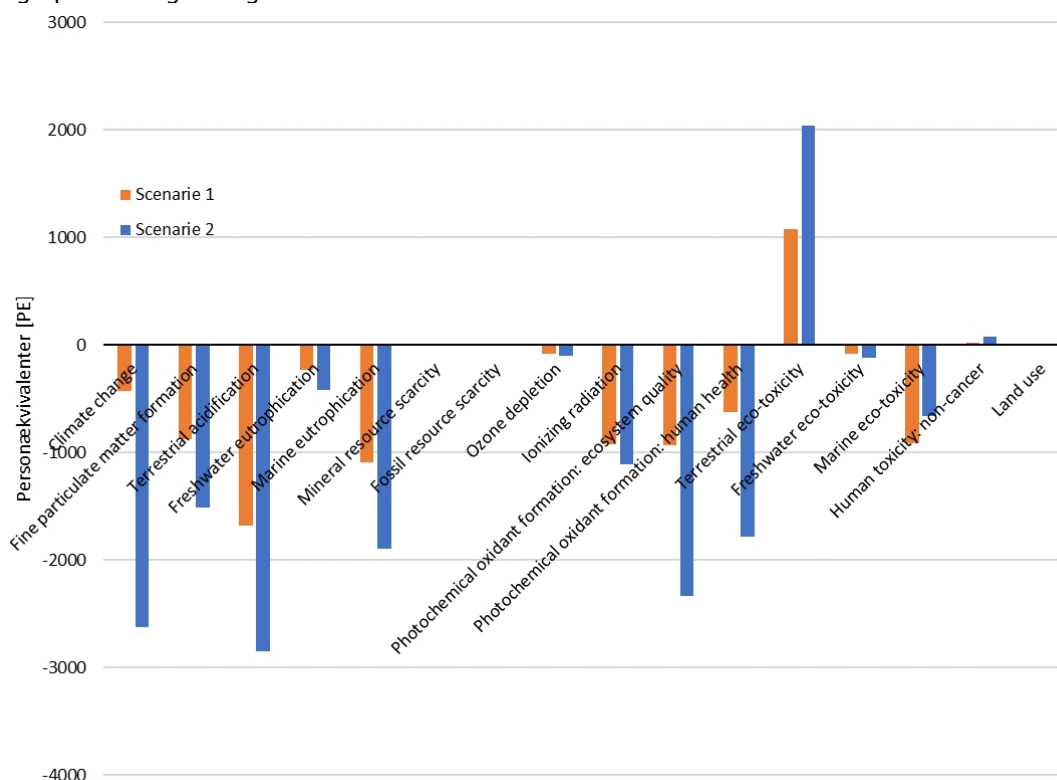
De største bidragydere til miljøpåvirkningskategorien "Menneskelig toksicitet: kræft" er processpecifikke emissioner fra genanvendelsen af metaller og brug af elektricitet. De kemikalier der påvirker mest, er dioxiner, cadmium og nikkel. Det vurderes dog, at denne potentielle påvirkning er lettere overestimeret, da udledningerne i dag bliver rensset i højere grad for både dioxiner og tungmetaller.

De største bidragydere til miljøpåvirkningskategorien "Menneskelig toksicitet: ikke-kræft" er processpecifikke emissioner fra genanvendelse af metaller, emissioner fra lastbiler brugt til transport af materialer og emissioner af brug af elektricitet. De kemikalier der påvirker mest, er cadmium, zink og kviksølv.

De miljøpåvirkningskategorier der har højere effekt i Scenario 2, er bl.a. tre toksicitets kategorier, som alle påvirker negativt på grund af processpecifikke emissioner fra metalgenanvendelsen, grundet påvirkning fra de samme kemikalier (cadmium, zink og kviksølv).

3.4.2 Normaliserede resultater

Når vi ser på den normaliserede effektscore, er de to kategorier, der har de største undgåede effekter (negative værdier), hhv. "Vandforbrug" og "Menneskelig toksicitet: kræft". I de to kategorier er reduktionerne for vandforbruget svarende til 146.000 PE, og for human toksicitet er resultatet næsten 100.000 PE. Den normaliserede effektscore kan ses i Figur 5 uden de nævnte påvirkningskategorier ("Vandforbrug" og "Menneskelig toksicitet: kræft") for at fremhæve de øvrige påvirkningskategorier.



Figur 5. Normaliserede miljøeffektkategorier, præsenteret som personækvivalenter (PE) uden påvirkningskategorier "Vandforbrug" og "Menneskelig toksicitet: kræft".

Af Figur 5 kan det ses, at den største normaliserede miljøpåvirkning er for "Terrestrisk økotoksicitet". De tre største bidragydere til denne kategori skyldes i processerne metalgenanvendelse, affaldsforbrændingen og deponering. De udledninger, der har den største påvirkning, er cadmium, kobber og zink, som udledes til luften. Det vurderes dog, at der er væsentlige usikkerheder, da det ikke kan argumenteres for at genanvendelse af metaller skulle have højere udledninger af disse tungmetaller end ved jomfruelig udvinding og forarbejdning.

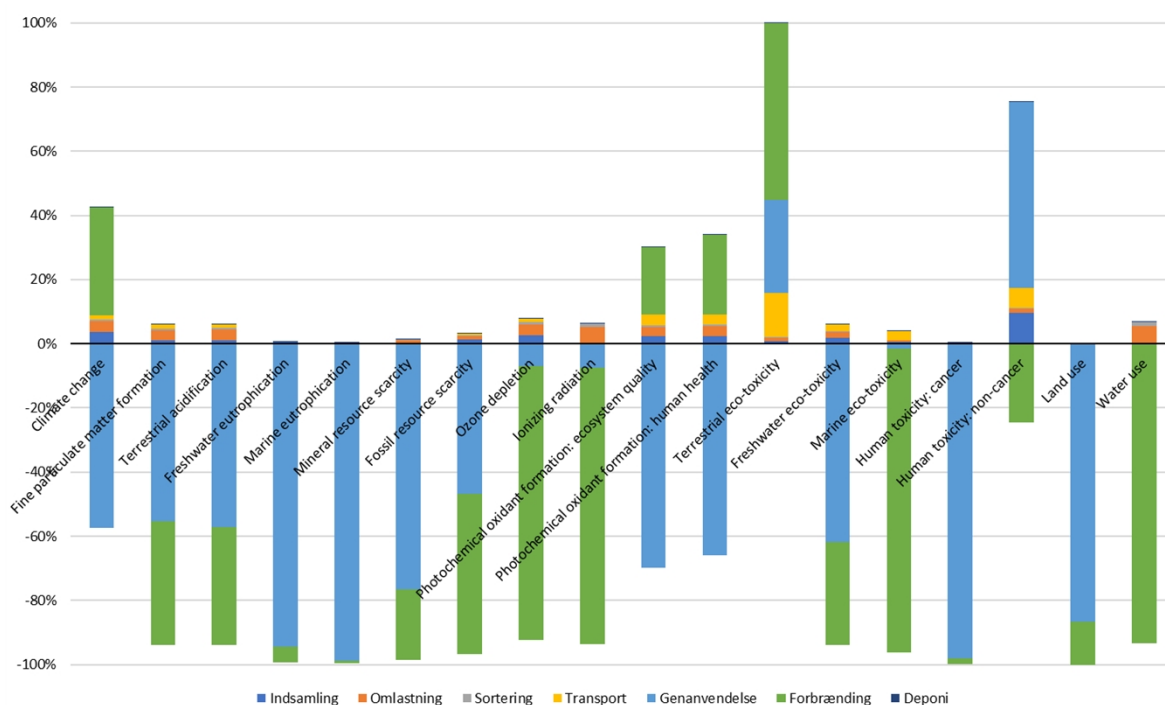
Normaliserede tox-effekter er tit de største. Det skyldes, at normaliseringsreferencen er relativ lav.

De største forskelle mellem scenarierne findes i påvirkningskategorierne "Menneskelig toksicitet: kræft", "Vandforbrug", "Global opvarmning", "Fotokemisk oxidantdannelse: økosystemkvalitet", "Terrestrisk forurening" og "Fotokemisk oxidantdannelse: menneskers sundhed".

3.4.3 Fortolkning

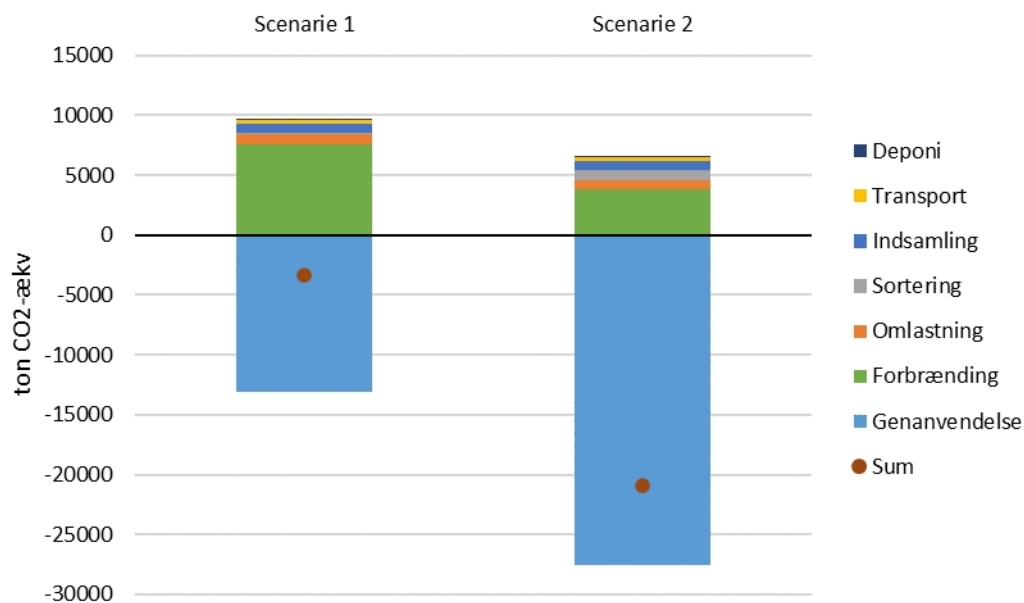
Procesbidrag

Procesbidraget viser, hvor meget hver proces bidrager til resultaterne, der er vist i Tabel 21 til Tabel 24 (i bilag 8.2.4 og 8.2.5), i Figur 18 og Figur 19 (i bilag 8.2.6) og Figur 6. Procesbidraget for Scenario 1 kan ses i Figur 6, hvor de mest bidragende processer til resultaterne er relateret til selve genanvendelsen af materialerne og forbrænding af affald. Dette kan ses, da disse to grupper af processer er de væsentligste bidragsydere til resultatet af hver påvirkningskategori. En lignende figur er lavet for Scenario 2, som kan ses i Figur 19 (bilag 8.2.6).



Figur 6. Proces bidragsanalyse for de 18 miljøeffektkategorier for Scenario 1

Ud fra Figur 7 kan det konkluderes, at Scenario 2 har en mindre miljøpåvirkning i påvirkningskategorien "Global opvarmning" i forhold til Scenario 1, fordi mindre affald sendes til forbrænding, mens flere materialer genanvendes og substituerer jomfruelige materialer.

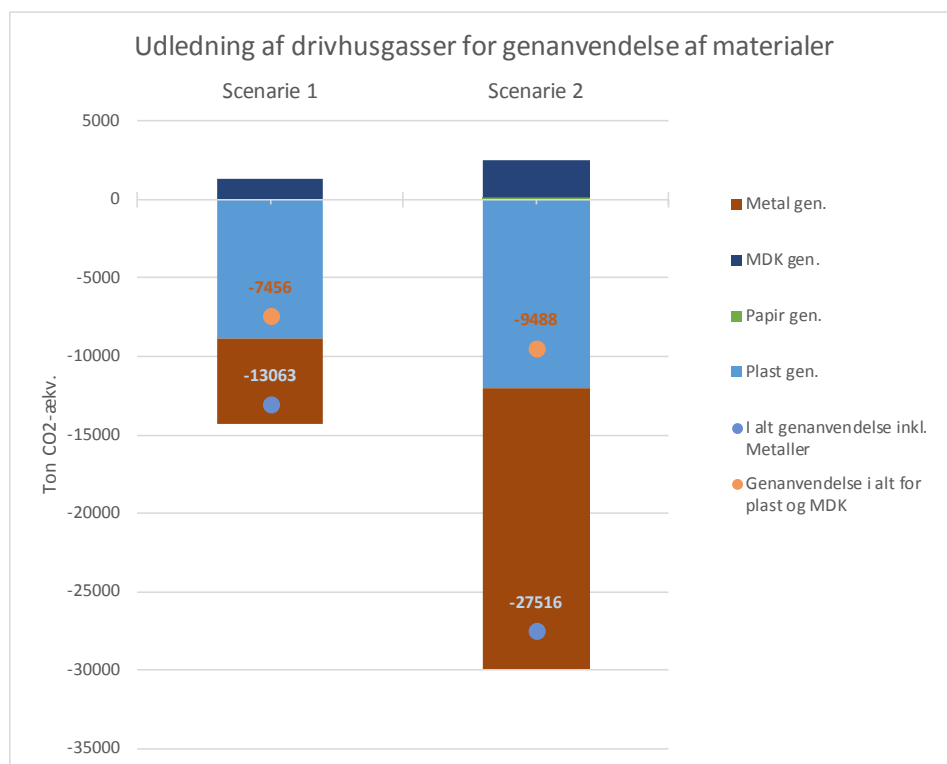


Figur 7. Procesbidrag til "Global opvarmning" for Scenario 1 og 2

Behandlingsprocessen, der bidrager mest til påvirkningskategorien "Global opvarmning", er affaldsforbrænding på grund af indholdet af fossilt kulstof i blandt andet plastmaterialer. Affaldsforbrændingen tager højde for affaldssammensætningen og inkluderer foruden emissioner ved forbrænding, også substitution af el og varme samt håndtering af slagge, flyveaske og bundaske.

Genanvendelse af materialer inkluderer oparbejdning af materialer, el- og vandforbrug samt substitution af produktionen af tilsvarende jomfruelige materialer samt behandling af rejekt fra genanvendelsen.

Den største undgåede påvirkning fra Scenario 2 skyldes, at der udsorteres mere aluminium fra restaffaldet til genanvendelse. Dette er en positiv bivirkning af affaldssystemet, da det centrale sorteringsanlæg også vil udsortere rest-metaller, som ikke er blevet indsamlet i indsamlingsordningen for Scenario 1. Ved forbrænding mistes en del af metallerne, da ikke alt metal bliver udsorteret fra slaggerne, og en del af aluminiummet bliver oxideret ved affaldsforbrændingen.



Figur 8. Procesbidrag for materialelegnanvendelse for Scenarie 1 og 2 for global opvarmning, med og uden metaller og grus (bemærk forskellige værdier på Y-akse). Metaller der markeres "Inc." er dem der er sorteret ud af slaggen efter affaldsforbrænding.

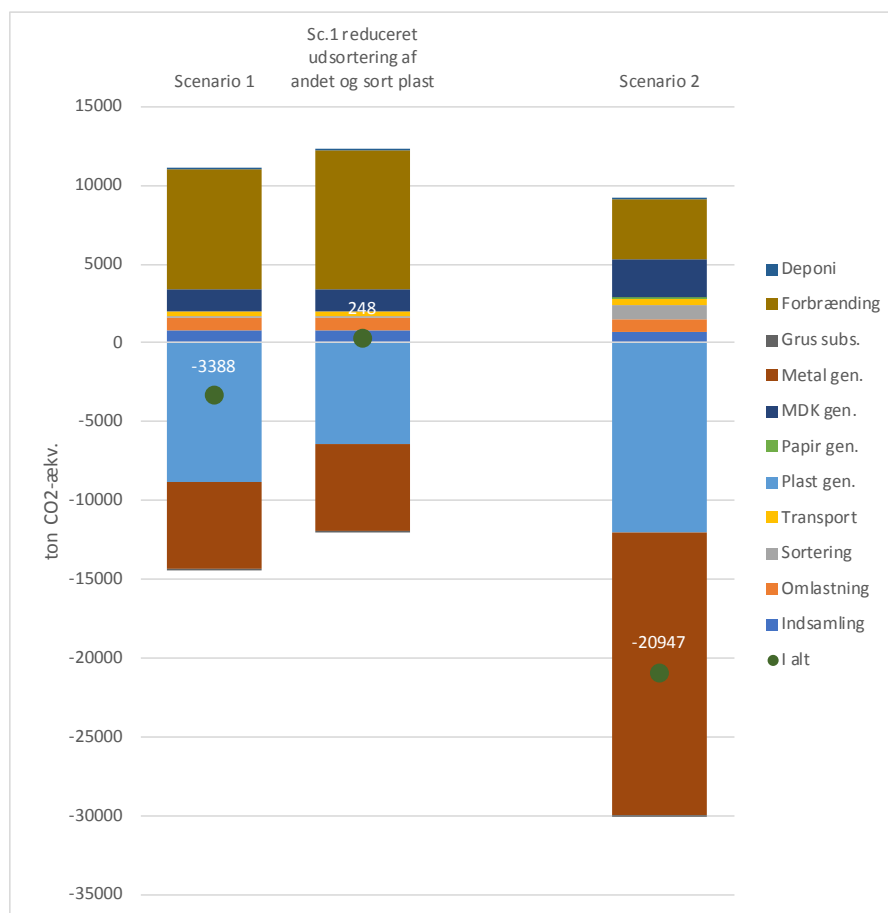
Besparselsen ved genanvendelse af plast øges på grund af den betydeligt større mængde plast, der kommer fra den centrale eftersortering i scenario 2, i forhold til mængderne der kommer ud af den kombinerede indsamling i Scenarie 1. Forskellen med hensyn til påvirkningskategorien "Global opvarmning" for genanvendt plastaffald alene er en øget besparelse på ca. 3.170 tons CO₂-ækvivalenter/år ved at vælge Scenarie 2 frem for Scenarie 1 uanset, om der genanvendes en større mængde jern og aluminium (se Figur 8, højre).

Udsortering af andet og sort plast

Genanvendelse af "andet plast" (inkl. Sort plast) er markant lavere i Scenarie 2 end i Scenarie 1, da sorteringseffektiviteten for udsortering af "andet plast" i Scenarie 2 er 14,9 %, hvilket er væsentligt lavere end for Scenarie 1. Det betyder, at mængden af "andet plast" der kan gå videre til genanvendelse er mindre i Scenarie 2 end i Scenarie 1, hvilket medfører en mindre besparelse.

Reelt er det forventeligt, at udsorteringen af "andet plast og sort plast" vil have samme effektivitet i de to scenarier, og herved at miljøgevinsten i Scenarie 2 dermed undervurderet i forhold til Scenarie 1. Såfremt udsorteringseffektiviteten for denne plastfraktion er på ca. 14,9%, som i scenario 2, vil mængden af plast til genanvendelse i scenario 1 falde med ca. 1300 ton svarende til lidt over 20% plastreduktion.

Den miljømæssige konsekvens af reduceret udsortering af "Andet og sort plast" er signifikant, da CO₂-besparelsen ved plastgenanvendelse reduceres med ca. 2.400 ton, samtidig med at udledningen fra affaldsforbrænding øges med ca. 1.000 ton på grund af den øget mængde plast, som forbrændes. Samlet betyder det, at scenario 1 har en netto udledning af drivhusgasser på ca. 250 ton i stedet for en undgået CO₂-udledning på ca. 3.300 ton (se Figur 9).



Figur 9 Udledning af drivhusgasser for Scenario 1 samt Scenario 1 hvor udsorteringen af "andet og sort plast" er på 14,6 % svarende til udsortering i Scenario 2.

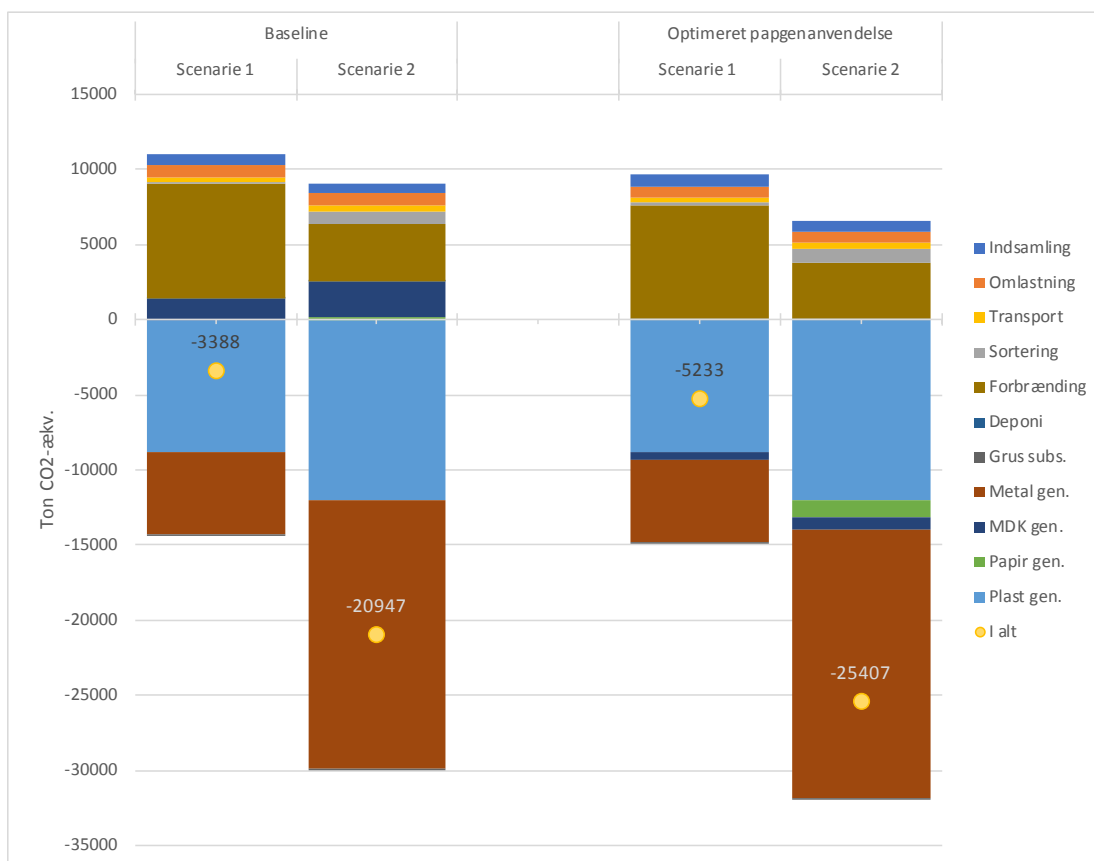
Genanvendelse af mad- og drikkekarton

Mad- og drikkekarton-genanvendelse giver ikke en miljøbesparelse, dvs. at miljøeffekten fra energiforbruget, der anvendes i genanvendelsesprocessen, er højere i påvirkningskategorien "Global opvarmning" end det som spares ved substitution af ny karton. Der er i EASETECH anvendt papir og pap genanvendelsesprocesser, hvor der bruges fossil energi (naturgas) til oparbejdningen, mens den jomfruelige produktion af papir og pap kun anvender biomasse. Denne forskel medfører at genanvendelse ikke er miljømæssigt fordelagtigt, men der vil i dag ofte anvendes biobaserede energikilder til også oparbejdningen af papir- og papaffald, hvorfor denne genanvendelse højst sandsynlig vil komme miljømæssigt fordelagtigt ud. Desuden, er der ikke taget højde for, at biomasse er en begrænset ressource, hvorfor sparet træ til papirproduktion i stedet kan anvendes til bl.a. energiformål og herved erstatte fossile brændsler. Denne konsekvens er desuden heller ikke med i beregningerne, hvilket vil gøre papir og pap til en proces, som samlet giver undgåede miljøeffekter på bl.a. global opvarmningspotentialet.

I nedenstående Figur 10 vises CO₂ udledningerne for Scenarier 1 og 2 med og uden optimeret pap- og papirgenanvendelse, hvor biomasse anvendes som energikilde i både den jomfruelige pap- og papirproduktion og i genvindingsprocesserne for papir og pap. Det medfører, at der generelt er en CO₂-besparelse ved pap- og papirgenanvendelse, da der fortrænges mere CO₂ ved substitution af jomfrueligt papir og pap end hvad der udledes samlet fra

genanvendelsesprocesserne. Den samlede forskel mellem Scenario 1 og 2 øges således fra ca. 17.500 ton CO₂ til ca. 20.000 ton CO₂ per år.

I resultaterne i nedenstående figur er i øvrigt ikke taget hensyn til, at frigjort biomasse, som ikke anvendes til papirproduktion, alternativt kan anvendes til energiformål og herved erstatte fossile brændsler. Denne konsekvens betragtning vil blot øge fordelene i højere grad til fordel for papir- og papgenanvendelse.



Figur 10 Udledning af drivhusgasser for Scenario 1 og 2 samt Scenario 1 og 2 hvor der anvendes biomasse som energikilde i oparbejdningsprocessen

4. FØLSOMHEDS- OG USIKKERHEDSANALYSE

De forudsætninger, der er lavet i modellen, har haft indflydelse på resultatet. Omfanget vil blive belyst i de følgende kapitler. Følgende analyse vil blive opdelt i Scenario 1 og 2, hvor de to scenarier undersøges for usikkerheder.

4.1 Grundlag for følsomheds- og usikkerhedsanalyse

Følsomhedsanalysen har til formål at vise, hvordan antagelserne påvirker resultaterne. Det er her at de mest indflydelsesrige antagelser testes. Individuelle parametre testes med en følsomhedsanalyse, hvor grundforudsætninger ændres til en anden værdi.

Grundlag for følsomhedsanalyse

Følsomhedsforholdene (SR) peger på hvilke af parametrene, der påvirker resultat mest i livscyklusscreeningen. De bestemmes ud fra følgende ligning:

$$SR = \frac{\Delta Result / Initial\ result}{\Delta Parameter / Initial\ parameter}$$

Nogle følsomheds-parametre blev ændret med 10 % og i tilfældet SR = 1 betyder det, at stigningen på 10 % i en enkelt parameter ændrede resultaterne med 10 %. Derfor anses en parameter for at have:

- Medium følsomhed hvis $\text{Max}|SR| \geq 0.3$
- Stor følsomhed hvis $\text{Max}|SR| \geq 0.5$

Sensitivitetskoefficienten (SC) estimerer måleusikkerheden. SC bruges til at konvertere usikkerhed til måleenheder som følger:

$$SC = \frac{\Delta Results}{\Delta Parameters}$$

Følsomhedsanalysen kan bruges til at finde de mest kritiske antagelser i modellen. Parametrene er valgt for at teste antagelser.

4.2 Følsomheds- og usikkerhedsanalyse - Scenario 1

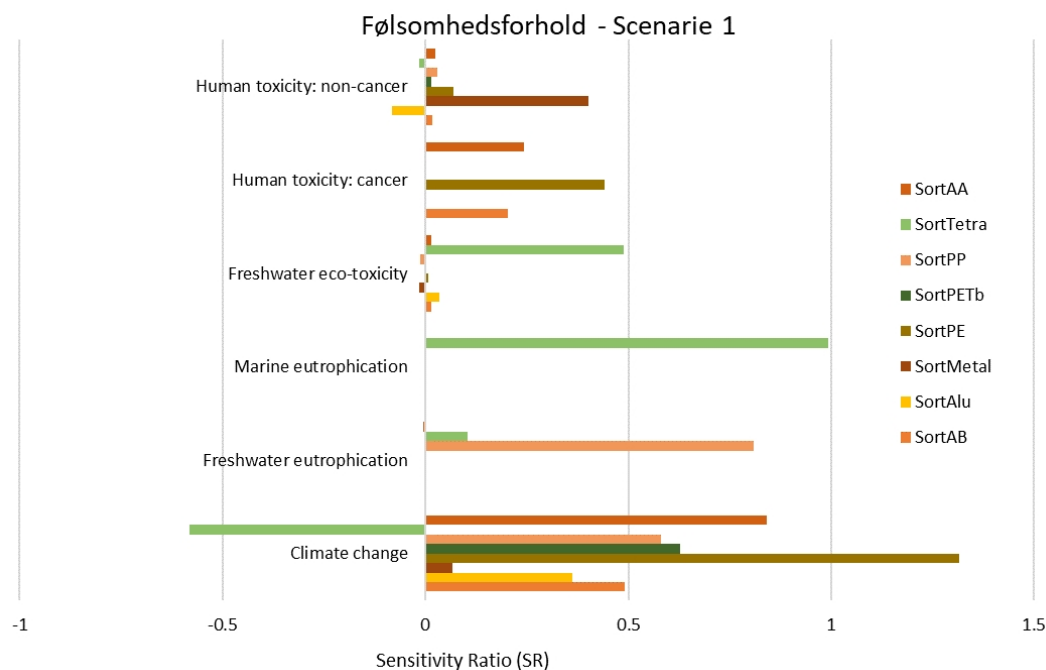
Parametrene i Scenario 1, der blev testet for usikkerhed var:

- Sorteringseffektivitet på sorteringsanlægget (-5%)
- Procent indsamlet af plast- og mad- og drikkekartonpotentialt (+10%)

Disse parametre var valgt på grund af at de estimeres til at være de mest indflydelsesrige parametre i scenariet. Usikkerhedsintervallet blev valgt for at vise den mest sandsynlige og/eller mest positive gengivelse af scenariet. Processerne, der anvendes til modellering af de oprindelige scenarier, er angivet i Tabel 19 i bilag 8.2.2. De beregnede LCI-resultater findes i Tabel 20.

Sorteringseffektivitet for sortering af kombineret indsamlet plast og mad- og drikkekartoner

I denne del af følsomhedsanalysen blev sorteringseffektiviteten for automatisk sortering af kombineret indsamlet materiale fra Tabel 4 (kolonne udsorteret) reduceret med 5%-point, og fra resultaterne blev følsomhedsforhold (SR) og sensitivitetskoefficienten (SC) beregnet. De væsentligste resultater af følsomhedsratioberegningerne er vist i Figur 11 og resten af resultaterne er i bilag 8.2.7.



Figur 11. Følsomhedsforhold for sorteringseffektivitets parametre for kombineret indsamlet materiale, Scenarie 1

I Figur 11 vises følsomheden for sorteringseffektiviteten på et anlæg, der sorterer kombineret indsamlet plast og mad- og drikkekartoner. Figur 11 viser, at den mest følsomme sorteringsparameter er for sortering af PE (sortPE), men også sorteringseffektiviteterne for hhv. mad- og drikkekartoner (SortTetra), PP (SortPP), Andet plast (SortAA) og sort plast (SortAB) og PET-bakker (SortPETb) har væsentlig indflydelse på påvirkningskategorien "Global opvarmning".

Der er usikkerhed forbundet med sorteringseffektiviteten på sorteringsanlægget i Scenarie 1. Resultaterne understøtter, at livscyklusscreeningens resultater ikke skal eller kan bruges til sammenligning af andre affaldssystemer, der bruger sorteringsanlæg med en anden sorteringseffektivitet. Se alle følsomhedsdata i bilag 8.2.7.

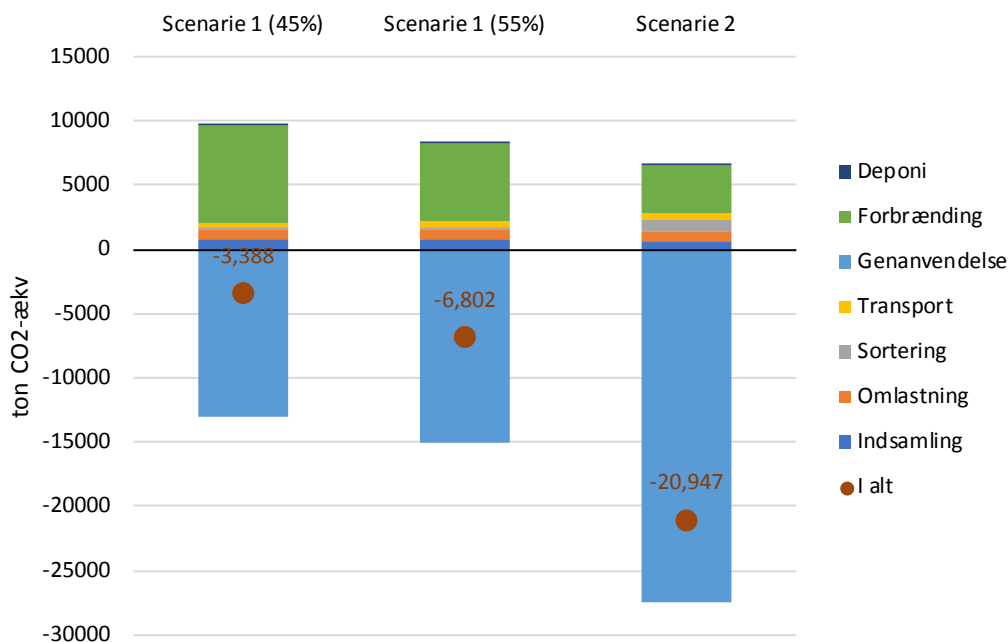
Potentialet for indsamlet plastaffald og mad- og drikkekartoner

For at teste usikkerhederne i antagelserne om kildesorteringseffektiviteterne, blev modellen testet for en ændring i mængden af kildesorteret plast og mad- og drikkekartoner i husstanden. I følsomhedsscenariet blev Scenarie 1 testet med en antagelse om en 10 %-point højere effektivitet i kildesorteringen, således at 55 % af plast- og mad- og drikkekarton-potentialet ville blive udsorteret ved husstanden (via den kombinerede indsamling). Til sammenligning er udgangspunktet i Scenarie 1, at 45 % af plast- og fødevarekarton-potentialet indsamles via den kombinerede indsamling. Selvom den oprindelige procentsats er vurderet relativt højt sat i forhold til danske erfaringer, er der lavet en følsomhedsanalyse på en højere udsorteringsprocent - uden at vurdere om det er et sandsynligt resultat i virkeligheden.

Med følsomhedsanalysen vil det være muligt at få et indtryk af, hvornår resultaterne vil tippe over, til fordel for Scenarie 1. En følsomhedsanalyse der tager udgangspunkt i en lavere udsorteringsgrad i husstanden end det nuværende i Scenarie 1, ville vise en endnu mindre miljøbesparelse, hvilket ikke vurderes at tilføje yderligere relevante oplysninger. I begge scenarier antages den samme sammensætning, 15 % restaffald, hvoraf 3 % point er metaller, hvilket fører

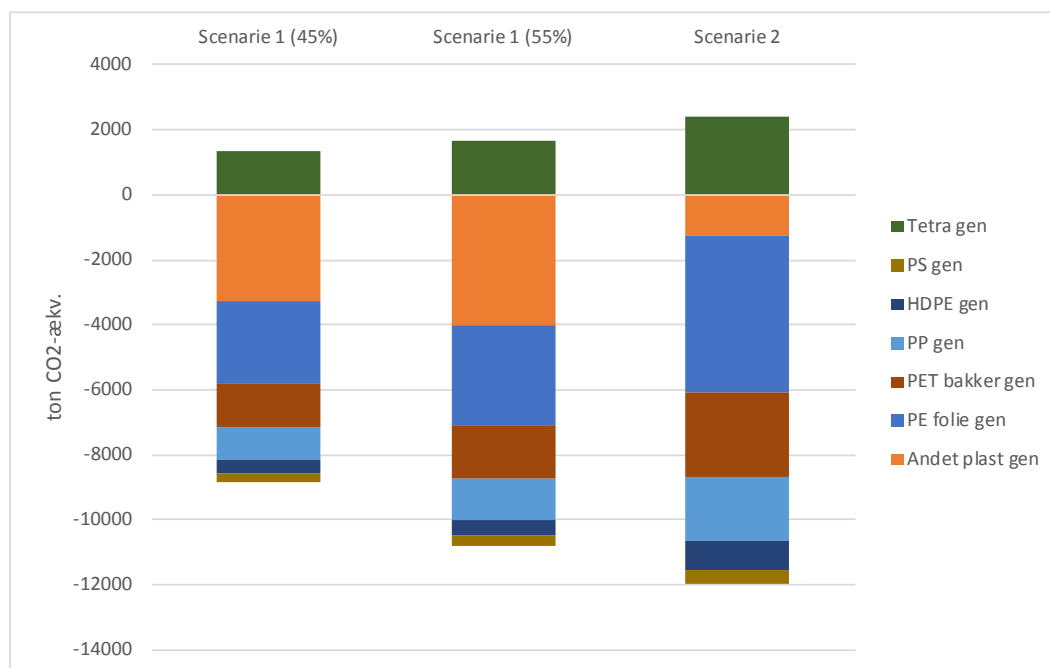
til en stigning i den samlede mængde af kildeseparerede materialer og dermed øget mængde af materialer, der sendes til genanvendelse. På alle andre områder holdes scenarierne uændrede.

Antagelsen om, at den kombinerede indsamling vil indeholde 45 % af plast- og mad- og drikkevarekartoner i den oprindelige affaldssammensætning, er estimeret til at have en relativt stor effekt på resultaterne af livscyklusscreening. Efterhånden som sorteringseffektiviteten vil øges, vil det på et tidspunkt tippe resultaterne til fordel for Scenario 1. Derfor blev denne antagelse testet til vores scenarieanalyse af Scenario 1.



Figur 12. Scenario-sensitivitet for impact kategorien "Global opvarmning". Kombineret særskilt indsamlet materiale øget op til 55% af plast- og tetra potentiale, sammenlignet med oprindelig Scenario 1 og Scenario 2.

I Figur 12 er resultatet for scenarieanalysen for "Global opvarmning" kategorien. Forskellen på den netto miljøpåvirkning er ca. 3,400 ton CO₂-ækvivalenter, som er en øget besparelse ved at plast og mad- og drikkekarton i den kombinerede indsamling ved en øget kildesortering fra 45% til 55% af plast potentialet samt mad- og drikkekartons potentialet.



Figur 13. Følsomhedsscenario for mængden af kombinerede særskilt indsamlede materialer. Sammenligning af de følgeresultater af påvirkningskategorien "Global opvarmning" for genanvendelse af plast, mad- og drikkekarton ved 55% ved kombineret indsamling.

I Figur 13 sammenlignes virkningen af genanvendelse af plast og mad- og drikkekarton mellem Scenario 1 og 2, samt den testede parameter for kildesorterede materialer. Scenario 2 klarer sig bedre end Scenario 1 og følsomhedsscenariet, med hensyn til effekterne af plastgenanvendelse. Man skal være forsigtig med at drage konklusioner baseret på genanvendelse af karton i denne figur, da virkningerne af papforbrænding ikke er inkluderet.

4.3 Følsomheds- og usikkerhedsanalyse - Scenario 2

Følsomhedsforhold (SR) blev beregnet for følgende parametre:

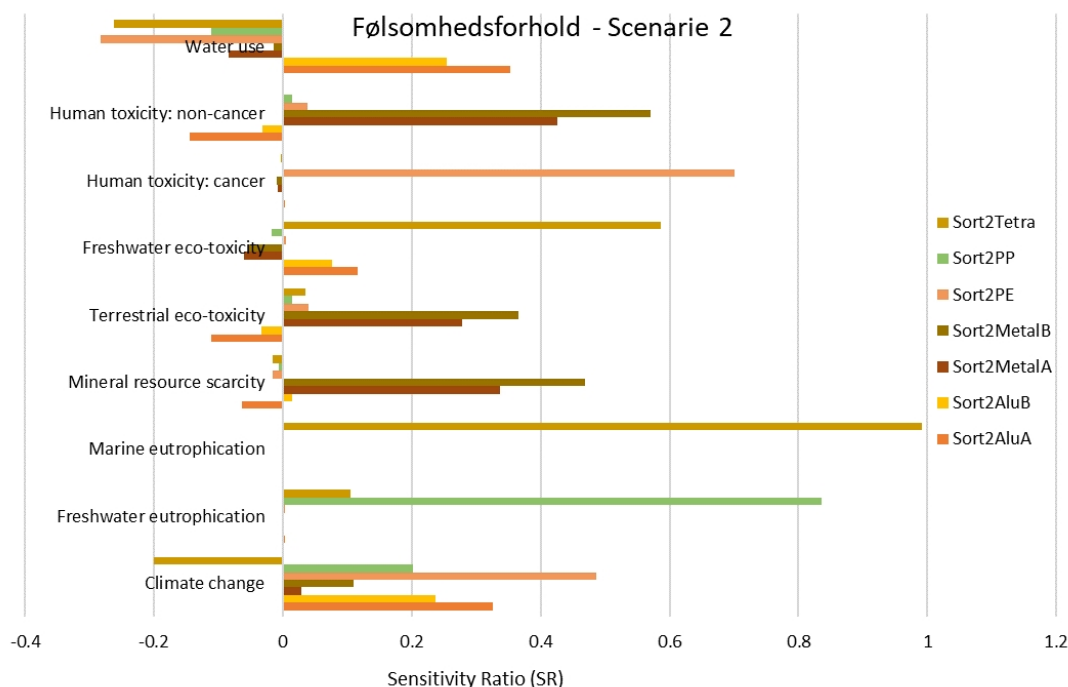
- Sorteringseffektiviteter på central eftersorteringsanlægget (-5%)
- Plastgenanvendelse (vand, energi og rejekt):
 - o Mængden af vand, der bruges i genanvendelsesprocessen for plasten (+10%)
 - o Mængden af energi, der bruges i plastgenanvendelsen (+10%)
 - o Procenten af reelt genanvendt plastmateriale (-10%)
- Jern- og aluminium-genanvendelse (energi og rejekt)
 - o Mængden af energi, der bruges i jern og aluminium genanvendelse (+10%)
 - o Procent reelt genanvendt af jern og aluminium (-10%)

Disse parametre blev valgt i det tilfælde, at plastaffaldet fra det centralt sorterede anlæg, ville have behov for en mere intensiv vask med øget vandforbrug i forhold til det plast, der indsamles kombineret med mad- og drikkekartoner i Scenario 1. Udfaldet af analysen ville kunne fortælle, hvor følsomme parametrene er, samt sandsynligheden for og størrelsen af hvilke resultater, Scenario 2 vil afvige fra. Processerne, der anvendes til modellering af de oprindelige scenarier, er angivet i Tabel 19 i bilag 8.2.2 og de beregnede LCI-resultater findes i Tabel 20.

Sorteringseffektiviteter på central eftersorteringsanlægget

Sorteringseffektiviteter for restaffald fra Tabel 5 (kolonne udsorteret) blev reduceret med 5% og fra resultaterne beregnedes følsomhedsforhold (SR) og sensitivitetskoefficienten (SC). De

væsentligste resultater af følsomhedsratioberegningerne er vist i Figur 14 og resten af resultaterne er i bilag 8.2.7.



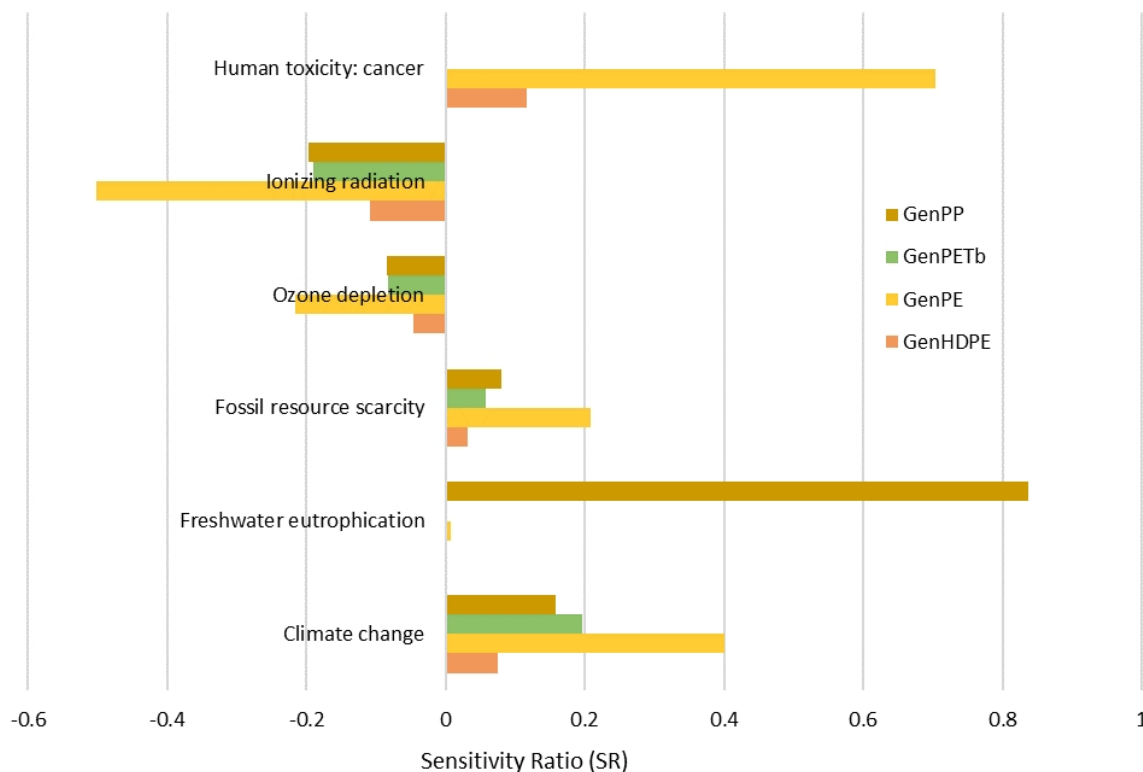
Figur 14. Følsomhedsforhold for sorteringseffektivitets parametre for centralt sorteringsanlæg, Scenarie 2

I Figur 14 viser at de mest følsomme parametre for sorteringseffektiviteter er for mad- og drikkekarton (Sort2Tetra), Polypropylene plast (Sort2PP), Polyethylene (Sort2PE), Metal (Sort2MetalA og Sort2MetalB) og Aluminium (Sort2AluA og Sort2AluB). Resultaterne viser, at hvis sorteringseffektiviteterne af plast i central eftersorteringen varierer, har det mest indflydelse på påvirkningskategorierne "Human toksicitet: kræft" og "Global opvarmning". Se alle følsomhedsdata i Tabel 30 og Tabel 31 i bilag 8.2.7.

Der er usikkerhed forbundet med sorteringseffektiviteten på sorteringsanlægget i Scenarie 2. Resultaterne understøtter, at livscyklusscreeningens resultater ikke skal eller kan bruges til sammenligning af andre affaldssystemer, der bruger sorteringsanlæg med en anden sorteringseffektivitet.

Plastgenanvendelse

Det har vist sig, at processerne ved genanvendelse og forbrænding af materialer er de mest medvirkende faktorer til resultaterne i begge scenarier. Som nævnt før, tager affaldsforbrændingen højde for affaldssammensætningen og inkluderer foruden emissioner ved forbrænding, også substitution af el og varme samt håndtering af slagge, flyveaske og bundaske. Anvendte parametre til forbrændingen blev ikke testet, da de anses for at være så realistiske som muligt. Derfor blev parametrene inden for genanvendelse udvalgt til at blive testet.



Figur 15. Følsomhedsforhold for de mest følsomme parametre vedrørende plastgenanvendelse, Scenario 2. GenPP står for procentdelen af PP-plast, der accepteres og reelt genanvendt efter at det når genanvendelsesanlægget (samme for de andre parametre). SR højere end 0,3 eller lavere end -0,3 anses for at have middel følsomhed. SR højere end 0,5 eller lavere end -0,5 anses for at have høj følsomhed

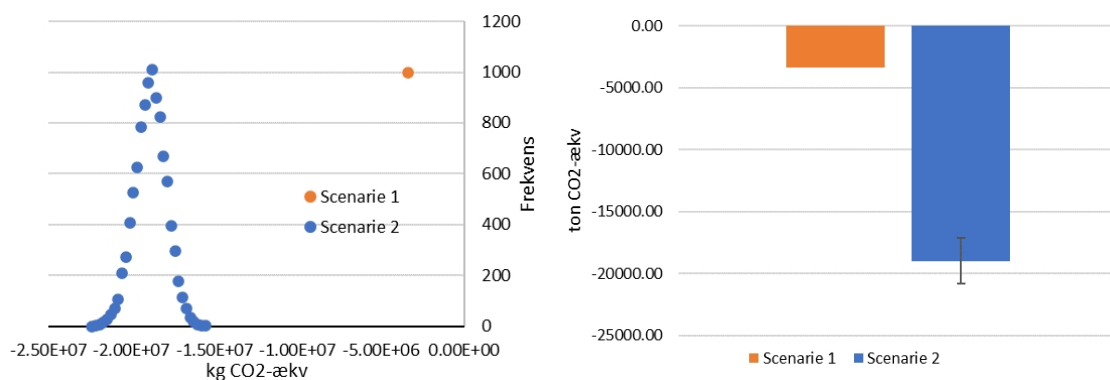
Resultaterne af følsomhedsanalysen viser, at øget brug af energi eller vand med 10% i plastgenanvendelsesprocessen ikke har markant indflydelse på resultaterne. De mest følsomme parametre er relateret til materialetab fra genanvendelsesprocessen. Disse parametre er indtegnet i Figur 15. Følsomhedsforhold og koefficienter kan ses tabel 28-30 i bilag 8.2.7 (vises ikke i Figur 15, da de har en relativ lille effekt på resultaterne). I Figur 15 vises kun parametre for materialer der reelt genanvendes. Parametre som materialetab i genanvendelsesprocessen til PE og PP plast (GenPE og GenPP) har høj følsomhed, som påvirker kategorierne "Ferskvands-eutrofiering", "Ioniserende stråling" og "Menneskelig toksicitet: kræft".

Monte Carlo simulering

En "Monte Carlo-simulering" blev udført med parametrene:

- Mængden af vand, der bruges i genanvendelsesprocessen for plasten (+10%)
- Mængden af energi, der bruges i plastgenanvendelsen (+10%)
- Procenten af reelt genanvendt plastmateriale (-10%)

Monte Carlo-simuleringen tager parametrene og parrer dem tilfældigt, i dette tilfælde i 10.000 iterationer og svarer på, hvordan fordelingen af de forskellige resultater ser ud. Fra denne fordeling kan vi finde 95 % konfidensintervallet for resultaterne, der simulerer de forskellige resultater ved at variere parametrene med $\pm 10\%$ (ved antagelse af normalfordeling af resultaterne). Resultater af alle de 18 påvirkningskategorier og deres standardafvigelse kan findes i Tabel 34, bilag 8.2.8.



Figur 16. Monte Carlo Simulering for påvirkningskategorien "Global opvarmning" for Scenario 2. Grafen til venstre er hyppigheden og fordelingen af de mulige resultater af Scenario 2, og resultaterne af Scenario 1 til sammenligning. Grafen til venstre viser 95 % konfidensintervallet for resultaterne af Scenario 2 og resultaterne af Scenario 1 til sammenligning

Figur 16 viser resultaterne for Scenario 2, og at 95 % konfidensintervallet (beregnet ud fra normaliserede distribution) er væsentligt lavere end i Scenario 1. Det betyder, at der er mere end 95 % chance for, at der vil være besparelser i kg CO₂-ækvivalenter ved at vælge Scenario 2, frem for Scenario 1.

Jern- og aluminiumgenanvendelse

Resultaterne fra følsomhedsberegninger for jern- og aluminiumgenanvendelse viser at to parametre, bedømmes med medium følsomhed, hvilke er genanvendelsesprocenten af jern og substitution af aluminium. Begge parametre har væsentlig indflydelse på påvirkningskategorien "Global opvarmning". Se alle følsomhedsdata i bilag 8.2.7.

4.4 Fuldstændigheds- og konsistentstjek

Fuldstændighedstjek

Afskæringsprocesserne er blevet anvendt for begge scenarier. De processer, der blev afskåret, er anført under *Fuldstændighedskrav* i kapitel 3.2.3. Disse processer blev udeladt fordi de blev vurderet uvæsentlige i forbindelse med sammenligningen og brugen af LCA.

Konsistentstjek

De største kilder til inkonsistens i datakvaliteten, der bruges til denne livscyklusscreening, skyldes, at begge scenarier er baseret på processer, der endnu ikke findes på Fyn. De anvendte data vurderes dog at være de bedst tilgængelige fra de centrale eftersorteringsanlæg, som har været i drift i 2-5 år. Ligeledes vurderes sammensætningen af affaldet fra den kombinerede indsamling af plastaffald og mad- og drikkekartoner samt fejlsorteringer fra Sønderborg Kommune at være den bedst tilgængelige, som beskrevet i kapitel 2.

5. DISKUSSION

5.1 Kritiske antagelser

De væsentligste faktorer, som påvirker resultaterne af begge scenarier, er de antagelser, der er forbundet med sortering, genanvendelse og affaldsforbrænding. Tilsvarende er antagelser for sortering og materialestrømmene til genanvendelse og affaldsforbrænding afgørende for undersøgelsens resultater. Derfor er sorteringseffektiviteten og adskillelsen af materialerne kritiske antagelser for livscyklusscreeningen. Antagelser relateret til sorteringseffektiviteten af plast og metaller er diskuteret i kapitel 4.

Forudsætninger vedrørende indsamling, omlastning, energiforbrug på sorteringsanlæggene, transport og deponering har en mindre påvirkning på påvirkningskategorien "Global opvarmning", og er derfor ikke testet for usikkerhed. Resultaterne understreger overordnet vigtigheden af sortering og genanvendelse af affald, da det er med til at reducere miljøbelastningen fra affaldshåndteringen.

De anvendte data anses for at være af middel til meget høj kvalitet. Som nævnt er de væsentligste usikkerheder i dataene knyttet til, at der i dag ikke findes en praksis for de to scenarier, som er vurderet i denne undersøgelse af affaldshåndteringen på Fyn. De databaser og processer, der er brugt til modelleringen, repræsenterer i nogle tilfælde europæiske gennemsnit ift. energi- og vandforbrug ved genanvendelse, mens energiforbruget og emissionerne anvendt ift. affaldsforbrændingen, repræsenterer et gennemsnittet for danske forbrændingsanlæg og tager hensyn til affaldssammensætningen, der forbrændes.

5.2 Kvalitetsvurdering af plast

Med hensyn til vurderingen af miljøpåvirkningen fra de to scenarier, tages der ikke hensyn til om genanvendelsen af materialerne udnyttes til høj- eller lavkvalitets produkter, da de uanset deres brug, erstatter nye jomfruelige materialer. Det betyder, at brugen af det genanvendte plast ikke er afgørende for den sparede miljøbelastning relateret til den substituerede jomfruelige plast, der produceres. Generelt har produktion af højkvalitetsplast samme miljøbelastning som plast, der produceres til byggeindustrien, så længe der er tale om den samme polymer. Støbning og film-ekstrudering og øvrige plastbearbejdningsprocesser har også de samme miljøbelastninger uanset, om der anvendes genanvendt plast eller jomfruelig plast.

Med hensyn til stigningen i vand- og energiforbruget under genanvendelsesprocessen og stigningen i mængden af materialer til bortskaffelse, konkluderes det, at stigningen kun har virkning i kategorierne "Ferskvands-eutrofiering", "Ioniserende stråling" og "Human toksicitet: kræft". Med andre ord, hvad angår de andre påvirkningskategorier, overtrumfer mængden af plast til genanvendelse i Scenario 2, de miljømæssige gevinster for energi-, vand- og materialereduktion, som Scenario 1 ellers medfører. Denne øgede miljøpåvirkning skyldes en antagelse om, at der udvaskes flere urenheder og biologisk materiale ved vask af plastaffaldet.

I undersøgelsen af Ottesen & Petersen (2021) blev plastaffald sorteret efter produktkategori og polymer, for at undersøge forureningsniveauet. Plaster blev undersøgt ved hjælp af gaskromatografi, som viste et tilsvarende antal forbindelser, og det blev konkluderet, at lugtgenniveauet var nogenlunde ens, i de forskellige prøver. Der er ikke fundet indikationer på, at der er en signifikant forskel med hensyn til polymerkvalitet mellem plastaffald der er indsamlet særskilt og plastaffald, som er eftersortet fra restaffaldet (Ottesen & Petersen, 2021).

Migration af stoffer kan give problemer med plastkvaliteten, hvis plasten skal opfylde kvalitetskrav eks. ved brug for fødevarer eller medicinske produkter.

Uanset om plastaffaldet indsamles kombineret – eller eftersorteres fra restaffaldet, vil udfordringerne ift. forurening grundet tilsætningsstoffer fra plastproduktionen og forureningen, der opstår gennem brug af plasten, være ens.

Maaskant-Reilink, E., van Velzen, E. T., & Smeding, I. W. undersøgte kvaliteten af indsamlet plast (LDPE-bæreposer) fra tre forskellige indsamlingsdage for særskilt indsamlet plastaffald, samt tre prøver, hvor plasten blev udsorteret fra restaffald, med hexan-ekstraktion. Undersøgelsen viste, at der er en stor variation af fedtopløselige stoffer i plasten fra prøve til prøve, men ingen signifikant forskel i den ekstraherede mængde på baggrund af indsamlingsmetoden (Maaskant-Reilink, van Velzen, & Smeding, 2020). I samme studie blev molekylær forurening undersøgt med gaskromatografi, hvor billedet var det samme ift. at der ikke kunne påvises væsentlige forskelle på de individuelle prøver på baggrund af indsamlingsmetoden. Kontamineringen fra den særskilte indsamling ift. eftersorteringen var på sammenlignelige niveauer.

Molekylær forurening af plast kan være forårsaget af følgende:

- Stoffer, som har været tilsat under produktionen af plasten.
- Stoffer, som skyldes nedbrydning af plasten.
- Stoffer, fra reaktioner i plasten over dens levetid.
- Stoffer, som kan sive eller bevæge sig til plasten (migration).
- Stoffer, fra bortskaffelse og oparbejdningen af plasten.

Den hollandske undersøgelse af plastposer fandt en forskel i lugt afhængig af indsamlingsmetoden, selvom det ikke var muligt at finde en klar konklusion mellem delprøver på lugtkarakter og lugtintensitet (Maaskant-Reilink, van Velzen, & Smeding, 2020).

I et andet studie fra 2020 om lugt fra indsamlet plast fandt Cabanes et al., at vaskeprocessen havde større betydning end indsamlingsmetoden ift. lugt-forurening af ikke-separeret og separeret plastaffald (Cabanes, Strangl, Ortner, Fullana, & Buettner, 2020).

I en anden undersøgelse blev indholdet af tungmetaller undersøgt for plasttyperne PET, PE, PP og PS fra danske husholdninger for særskilt indsamlet plast, samt for plast udsorteret fra restaffald i 2018 (Eriksen, Pivnenko, Olsson, & Astrup, 2018). Af de 15 forskellige metaller der blev fundet, blev det vurderet at forskellen mellem indsamlingsmetoderne var ubetydelig for antallet af tungmetaller fundet.

I en undersøgelse om uønskede materialer som reb, batterier og glas, der kan ødelægge maskinerne, der anvendes i genanvendelsesprocessen, blev der ikke fundet nogen forskel i forhold til om plasten var indsamlet særskilt eller udsorteret fra restaffald (Fredriksen, 2022).

I forhold til smelteindeks, termisk stabilitet, strækstyrke, elasticitet, belastningstest ved Charpy metoden har undersøgelser vist helt sammenlignelige fysiske egenskaber mellem plast, som er indsamlet ved hhv. kildesortering og centralt sorteret (Dahlbo, Poliakova, Mylläri, Sahimaa, & Anderson, 2018) og (Mortensen & Raussen, 2020).

Oversigten over materialeegenskaber af plast er skrevet på baggrund af det supplerende dokument "supplerende information vedr. kvalitet". For yderligere detaljer og information om kvaliteten af mad- og drikkekartoner se dokumentet (ProCES-Fyn, 2022).

5.3 Usikkerheder

Som tidligere beskrevet blev parametre for energiforbrug, vandforbrug og spild i genanvendelsesprocessen for plastikaffaldet vurderet i forbindelse med Scenario 2. Sorteringen af plastaffald af mad- og drikkekartoner i husstanden ved den kombinerede indsamling (Scenario 1) blev ligeledes vurderet, og resultaterne indikerer, at selv trods en meget høj sortering (scenario 1), vil de overordnede miljøresultater stadig være til fordel for Scenario 2.

I begge tilfælde, har Scenario 2 en mindre miljøpåvirkning i 14 ud af 18 påvirkningskategorier, end Scenario 1, hvor forudsætningerne for bl.a. kildesortering er sat relativt højt i forhold til hvad de nuværende erfaringer har vist. I Scenario 1 er kildesorteringseffektiviteten for plast og mad- og drikkekartoner sat relativt højt på 45 % samtidig med, at udsorteringen på et centralt plastsorteringsanlæg er sat højt. Især for "andet plast og sort plast" er udsorteringen sat til 86,4%, hvilket vurderes meget højt for denne plastfraktion. Samtidig viser genanvendelse af mad- og drikkekartoner at have en faktisk miljøpåvirkning (og ikke en undgået effekt) med de anvendte processer givet i EASETECH. Dette medfører en fordel til Scenario 1, hvor der ikke genanvendes helt så store mængder papir og pap, som i Scenario 2. Endelig fokuserer følsomhedsanalyserne på varianter, hvor kildeopdeling i Scenario 1 bliver mere fordelagtigt, og således bliver Scenario 1 i flere tilfælde fordelagtiggjort i forhold til Scenario 2.

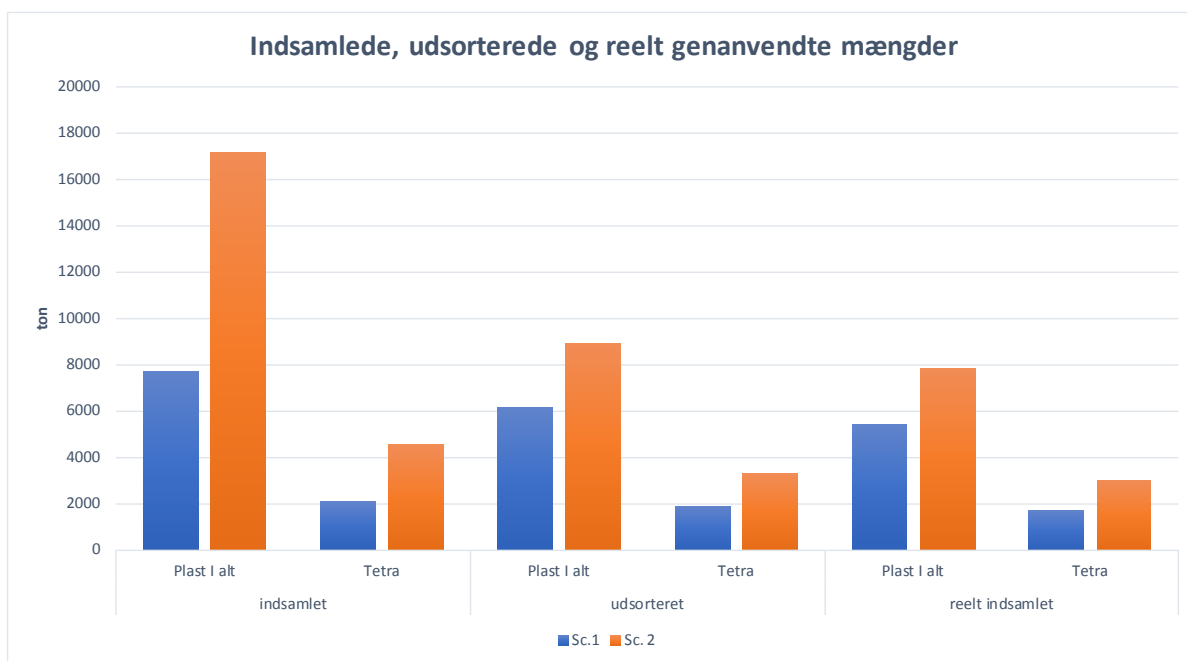
Resultaterne er afhængige af en række faktorer og særligt af om et eventuelt eftersorteringsanlæg opfylder de forventninger til drift og udsortering, som er vurderet i denne analyse. Rambøll vurderer dog, at udsorteringen fra eftersorteringsanalysen samt de forventede kildesorterings-effektiviteter er sat realistisk, og sat således at de ikke definerer en kombineret indsamling af plast og mad- og drikkekartoner dårligere end forventet i virkeligheden. Sorteringen af plastaffald i husholdningerne er sat relativt højt på ca. 45% af potentialet, og det er højere end der opleves i de fleste danske kommuner på nuværende tidspunkt. Samtidig er udsorteringseffektiviteten af plastaffaldet fra restaffaldet sat til i gennemsnit 52% af potentialet, hvilket er udsortering ved 2 trin sortering. Såfremt anlægget kun har et trin sortering, vil helt op mod 79 % af plastpotentialet blive udsorteret til genanvendelse, dog med en højere andel af urenheder, hvilket således vil medføre en frasortering ved genvindingsprocesserne efterfølgende (Mepex, 12-05-2020).

6. KONKLUSIONER

Der er gennemført en vurdering af massestrømme og mængder af affald til behandling og reel genanvendelse samt en livscyklusscreening, som vurderer de potentielle miljøpåvirkninger ved to affaldssystemer, hvor indsamling af plastaffald samt mad- og drikkekartoner udføres på forskellig vis. Der er taget udgangspunkt i erfaringer fra eksisterende sorteringsanlæg i Norge samt erfaringer fra danske kommuner og forsyninger om mængder og renhed af kombineret indsamlet plastaffald og mad- og drikkekartoner. Samtidig er miljøvurderingen foretaget i EASETECH, som har en lang række processer indbygget i databasen.

6.1 Massestrømsanalyse

Resultaterne fra massestrømsanalysen med de forudsætninger som er defineret, viser tydeligt, at mængderne af plastaffald og af mad- og drikkekarton er større ved et system med eftersortering af restaffaldet i forhold til en kombineret indsamling. Mængderne af affald, som reelt genanvendes, er ca. 44% højere for plastaffald og ca. 74% højere for mad- og drikkekartoner (Tetra). De samlede mængder, som indsamles, udsorteres på automatiske sorteringsanlæg samt de reelle genanvendte mængder er afbilledet i Figur 17 nedenfor.



Figur 17. Oversigt over indsamlede, udsorterede og reelt genanvendte mængder af plastaffald og af mad- og drikkekartoner for scenario 1 og 2

Nogle af de konklusioner, som nærværende projekt har kortlagt, er bl.a.:

- Sorteringseffektiviteten målt i % af materialemængden til sorteringsanlægget er generelt højere for kombineret indsamlede plastaffald og mad- og drikkekartoner end for sorteringsanlæg, som sorterer restaffald. Men materialemængden, som tilføres automatisk sortering, er meget lavere for den kombinerede indsamling end når restaffald, med hele potentialet, sorteres på et anlæg.

- Når både inputmængde og sorteringseffektivitet indregnes, resulterer sortering af restaffald i en større mængde udsorterede materialer af plast og mad- og drikkekartoner, end der opnås fra en kombineret indsamling.
- Der er intet, der tyder på, at der er væsentlig forskel i polymerens renhed mellem de kildesorterede plastmaterialer og plasten sorteret fra restaffald, og intet tyder på, at plast fra sorteret restaffald ikke kan anvendes til de samme formål og med ens kvaliteter, som kildesorteret plast.

6.2 LCA screening

Ud fra resultaterne fra denne livscyklusscreening kan det konkluderes følgende:

- Begge scenarier giver samlede negative miljøpåvirkninger i 16/18 miljøeffektkategorier, som kan fortolkes således, at begge systemer vil påvirke miljøet med en undgået miljøbelastning i 16/18 miljøeffektkategorier.
- Når de to scenarier sammenlignes, overgår Scenario 2, Scenario 1 i 14/18 påvirkningskategorier. De miljøpåvirkningskategorier der har højere effekt i Scenario 2 er tre toksicitets kategorier, som alle er påvirket negativt på grund af processpecifikke emissioner fra metal genanvendelse, og er påvirket af de samme kemikalier; cadmium, zink og kviksølv.
- I Scenario 1 reduceres CO₂-udledningen med 3,4 millioner kg CO₂-ækvivalenter, hvilket svarer til en reduktion på -0,044 kg CO₂-ækvivalenter/kg affald (affald angivet i Tabel 2), givet de forudsætninger der er blevet diskuteret i rapporten.
- Tilsvarende for Scenario 2 reduceres CO₂-udledningen med 29 millioner kg CO₂-ækvivalenter, eller -0,265 CO₂-ækvivalenter/kg affald (affald angivet i Tabel 2), givet de forudsætninger der er blevet diskuteret i rapporten.
- Normaliserede effektscore viser, at de to kategorier, der har de største reduktioner, er hhv. "vandforbrug" og "human toksicitet: kræft", og at den største miljømæssige påvirkning sker inden for "Terrestrisk økotoxikitet".
- Især genanvendelse af aluminium bidrager til en signifikant undgået miljøpåvirkning, og denne er især signifikant ved eftersortering (Scenario 2), da mere aluminium bliver genanvendt.
- Miljøresultaterne viser også en større undgået miljøpåvirkning, når der alene vurderes på plastaffald og mad- og drikkekartoner. Forskellen med hensyn til påvirkningskategorien "Global opvarmning" for genanvendt plastaffald alene er en øget besparelse på ca. 3170 tons CO₂-ækvivalenter/år ved at vælge Scenario 2 frem for Scenario 1 uanset.

6.3 Usikkerheder

Parametrene, der blev testet for usikkerhed var:

- Sorteringseffektivitet på sorteringsanlægget i Scenario 1
- Procent indsamlet af plast- og mad- og drikkekartonpotentialet i Scenario 1
- Sorteringseffektiviteter på central eftersorteringsanlægget i Scenario 2
- Mængden af vand, der bruges i genanvendelsesprocessen for plasten i Scenario 2
- Mængden af energi, der bruges i plastgenanvendelsen i Scenario 2
- Procenten af reelt genanvendt plastmateriale i Scenario 2
- Mængden af energi, der bruges i jern og aluminium genanvendelse i Scenario 2
- Procent reelt genanvendt jern og aluminium i Scenario 2

Nogle af de konklusioner, som nærværende følsomhedsanalyse har kortlagt er bl.a.:

- De mest følsomme parametrene i Scenario 1 er sorteringseffektiviteter for: mad- og drikkekarton, Polypropylene plast, Andet og sort plast, PET-bakker, og Polyethylene, og disse parametre har mest indflydelse på påvirkningskategorien "Global opvarmning". Det ses også, at hvis sorteringseffektiviteten for "Andet og sort plast" er på niveau med effektiviteten i Scenario 2, bliver miljøresultatet for Scenario 1 væsentligt ringere (se Figur 9).
- Scenario 2 klarer sig bedre end Scenario 1 og følsomhedsscenariet, med hensyn til effekterne af plastgenanvendelse, selvom procent indsamlet plast- og mad og drikkekartonpotentialet øges fra 45% til 55% i scenario 1.
- De mest følsomme parametre i Scenario 2 er sorteringseffektiviteter for sorteringsanlægget for: mad- og drikkekarton, Polypropylene, Polyethylene, Metal, og Aluminium. Resultaterne viser, at hvis sorteringseffektiviteterne af plast i central eftersorteringen varierer, har det mest indflydelse på påvirkningskategorierne "Human toksicitet: kræft" og "Global opvarmning".
- Resultaterne af følsomhedsanalysen viser, at øget brug af energi eller vand med 10% i plastgenanvendelsesprocessen ikke har markant indflydelse på resultaterne. I forhold til disse parametre er der mere end 95 % sandsynlighed for, at der vil være besparelser i kg CO₂-ækvivalenter ved at vælge Scenario 2, frem for Scenario 1.
- De mest følsomme parametre er relateret til materialetab fra genanvendelsesprocessen af PE og PP-plast. Disse parametre påvirker kategorierne "Ferskvands-eutrofiering", "Ioniserende stråling" og "Menneskelig toksicitet: kræft".
- Resultaterne fra følsomhedsberegninger for jern og aluminium genanvendelse viser at to parametre, bedømmes med medium følsomhed, hvilke er genanvendelsesprocenten af jern og substitution af aluminium. Begge parametre har væsentlig indflydelse på påvirkningskategorien "Global opvarmning".

6.4 Opsummering:

- Rambøll har på vegne af de fynske kommuner og sekretariatet for eftersortering Fyn udført en massestrømsanalyse samt en livscyklusscreening af to alternative affaldssystemer, som begge bidrager til, at plastaffald og mad- og drikkekartoner genanvendes i hhv. et affaldssystem med kildeopdeling og et system med central eftersortering af restaffald.
- Analysens formål har været at dokumentere miljøresultatet af de to affaldshåndterings systemer med henblik på at dokumentere, hvorvidt kildeopdelt, særskilt indsamling giver det højeste genanvendelsesprocent samt det bedste miljøresultat, når den samlede miljøpåvirkning af håndteringen af de relevante affaldsstrømme vurderes, jf. Affaldsrammedirektivets artikel 10(3)b, som Miljøstyrelsen har henvist¹ til i forhold til at kunne opnå undtagelse for særskilt eller kildeopdelt indsamling til fordel for indsamling sammen med restaffald.
- Der tages i livscyklusscreeningen ikke højde for, om materialerne udnyttes til høj- eller lavkvalitets produkter, da de uanset deres brug, erstatter jomfruelige materialer. Generelt har produktion af højkvalitetsplast lignende miljøbelastning som plast, der anvendes i lavkvalitets produkter, og er i højere grad afhængig af hvilken polymer der genanvendes.

¹ "Vejledende udtalelse om affaldsbekendtgørelsen § 44 (undtagelse fra særskilt indsamling)" (Miljøministeriet, 2020)

Det supplerende dokument "Supplerende information vedr. kvalitet", leverer desuden dokumentation for, at der ikke er væsentlige forskelle i kvalitet og anvendelsesmuligheder for husholdningsplast og mad- og drikkekarton baseret på indsamlingsmetoden.

- Analysen tager grundlæggende udgangspunkt i optimistiske forventninger til systemet med kildeopdeling, hvilket bl.a. ses i antagelser omkring høje kildesorteringseffektivitet, udsortering af "andet og sort plast" på finsorteringsanlæg og den vurderede substitution af "andet og sort plast".
- Derudover er der i de følsomhedsanalyser, der er lavet, primært testet på parametre, der gør systemet med restaffaldssortering mindre attraktivt, ved bl.a. højere kildesorteringseffektivitet for scenario 1, lavere udsorteringseffektivitet på restaffaldssorteringsanlægget samt større vand- og energiforbrug og større materialetab i forbindelse med oparbejdning af plast udsorteret fra restaffaldet. Systemet med kildeopdeling er i flere henseender vurderet mere effektiv end der erfaringsmæssigt er opnået i danske kommuner, og således er kildeopdelingsscenariet ikke blevet forfordelt.
- Resultaterne viser på trods heraf, at systemet med restaffaldssortering leverer større mængder af plast og mad- og drikkekarton til reel genanvendelse end et system med kildeopdeling.
- Tilsvarende viser livscyklusscreeningen, at et system med kildeopdeling ikke giver et bedre overordnet miljøresultat, da et system med restaffaldssortering af plast og mad- og drikkekarton opnår højere genanvendelse af plast samt mad- og drikkekarton-materialer.
- Desuden kan et system med eftersortering af restaffald have en positiv sideeffekt som skyldes en højere udsortering og genanvendelsesgrad af metaller, som ikke fanges i andre ordninger.

7. BIBLIOGRAPHY

- Cabanes, A., Strangl, M., Ortner, E., Fullana, A., & Buettner, A. (2020). Odorant composition of post-consumer LDPE bags originating from different collection systems. . *Waste Management*, 104, 228-238.
- Dahlbo, H., Poliakova, V., Mylläri, V., Sahimaa, O., & Anderson, R. (2018). Recycling potential of post-consumer plastic packaging waste in Finland. *Waste management*, 71, 52-61.
- DKK Plastics. (2021/2022). *Udbytterapporter fra DKK Plastics, Sønderborg 2021, Svendborg 2022, Nyborg 2022*.
- Econet. (2018). *Plast i restaffald og kildesorteret plastaffald*. Vestforbrænding.
- Eriksen, M. K., Pivnenko, K., Olsson, M. E., & Astrup, T. F. (2018). Contamination in plastic recycling: Influence of metals on the quality of reprocessed plastic. *Waste management*, 79, 595-606.
- European commission. (2010). *International reference life cycle data system (ILCD) handbook - general guide for life cycle assessment - detailed guidance*. European commission - joint research center - institute for environment and sustainability.
- European Commission. (16. January 2018). *Questions & Answers: A European strategy for plastics*. Hentet fra https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/sv/MEMO_18_6
- European Parliament and Council. (2008). *Directive 2008/98/EC - on waste and repealing certain Directives*. European Parliament and Council.
- Fjernvarme Fyn. (2020). *Miljødata*. Fjernvarme Fyn.
- Fredriksen, K. Ø. (2022). *Sammenligning av kvalitet av plast fra kildesorteringsløsninger sammenlignet med plast utsortert i et sentralt ettersorteringsanlegg*. Mepex Consult AS.
- HalloBaler. (2022). *Energy Saving Horizontal Plastic Baling Machine*. Hentet fra Made-in-China: <https://hellobaler.en.made-in-china.com/product/TvSxWkcGOMUq/China-Energy-Saving-Horizontal-Plastic-Baling-Machine.html>
- Kromann, M., Jakobsen, J. B., Pedersen, J. K., Damgaard, A., & Henriksen, T. (2019). *På vej – Mod øget genanvendelse af husholdningsaffald (livcyklusvurdering og samfundsøkonomisk konsekvensvurdering)*. Miljø- og fødevareministeriet.
- Maaskant-Reilink, E., van Velzen, E. T., & Smeding, I. W. (2020). *Moleculaire verontreiniging in gerecyclede kunststoffolie uit bron- en nascheiding*. Wageningen Food & Biobased Research.
- Mepex. (12-05-2020). *Sammenligning av kvalitet av plast fra kildesorteringsløsninger sammenlignet med plast utsortert i et sentralt ettersorteringsanlegg*. (s. a. Fredriksen, Red.) ProCES-FYN.
- Miljøministeriet. (2020). *Vejledende udtalelse om affaldsbekendtgørelsen §44*. Miljøstyrelsen.
- Mortensen, J. Å., & Raussen, L. (2020). *D3.3: Three collection schemes and waste analysis*. Hentet fra FORCE Cities Cooperating for Circular Economy: file:///C:/Users/GNGR/Downloads/Attachment_0.pdf
- Ottesen, M. R., & Petersen, P. L. (2021). *Composition, Material Quality and Market Potential of Source Separated and Post-sorted Plastic Waste*. University of Southern Denmark.
- Pressley, P. N., Levis, J. W., Damgaard, A., Barlaz, M. A., & DeCarolis, J. F. (2015). Analysis of material recovery facilities for use in life-cycle assessment. *Waste Management*, 35, 307-317.
- ProCES-Fyn. (Oktober 2020). *Odense Renovation*. Hentet fra Afrapportering af forprojekt central ettersortering på Fyn: <https://ipaper.ipapercms.dk/OdenseRenovation/procesfyn-afrapportering-okt-2020/afrapportering-procesfyn-oktober-2020/?page=1>
- ProCES-Fyn. (2022). *Supplerende information vedr. kvalitet*. Odense Renovation A/S.

- Rambøll. (2015). *Affaldsundersøgelse af restaffald i 7 typeområder, 2015, udarbejdet af R. Eisted*. Odense Renovation A/S.
- Regeringen. (2020). *Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi*. Folketinget.
- Sønderborg Forsyning. (2020). Sønderborg Forsyning, sortering hos EGN. *SONDERBORG 2020 - 2021 adskilt fraktion.xlsx*. Sønderborg Kommune.
- Syversen, F. (2016). *Design for gjenvinning av plastemballasje*. <https://docplayer.me/53139006-Design-for-gjenvinning-av-plastemballasje-fase-1.html>: Mepex.
- Wenzel, H., Hauschild, M. Z., & Alting, L. (2000). *Environmental Assessment of Products: Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development*. Springer Science & Business Media.

8. BILAG

8.1 Bilag 1 - Massestrømsanalyse

Tabel 15. Estimeret sammensætning affald på Fyn efter plast og mad- og drikkekarton er kombineret særskilt indsamlet fra (restaffald ekskl. plast og mad- og drikkekarton) – Scenario 1.

Fraktion niveau 1	Fraktion niveau 2	Fraktion niveau 3	%	Mængder [ton/år]
Plastik	Plastfolier	PE-folie	3,7	2.268
Plastik	Plastfolier	PE-laminat	0,0	0
Plastik	Plastfolier	PE-alu	0,7	454
Plastik	Plastfolier	PP og andet	1,2	755
Plastik	Plastfolier	Sort folie	0,5	301
Sum folie plast			6,1	3.778
Plastik	Emballage plast	PET-bakker	1,8	1.108
Plastik	Emballage plast	PET flasker	0,0	0
Plastik	Emballage plast	HDPE	0,8	494
Plastik	Emballage plast	PP	1,9	1.196
Plastik	Emballage plast	PS	0,3	197
Plastik	Emballage plast	Sort	0,9	582
Plastik	Emballage plast	Andet	1,3	799
Sum emballageplast			7,1	4.376
Plastik	Andet plast (mix)	HDPE	0,0	0
Plastik	Andet plast (mix)	PP	0,0	0
Plastik	Andet plast (mix)	Andet	2,1	1.285
Sum andet plast			2,1	1.285
SUM plast			15,3	9.438
Metal	Metalemballage	Magnetisk	1,2	753
Metal	Metalemballage	Ikke-magnetisk	1,3	782
Metal	Metalemballage	Forskellige	0,0	0
Metal	Andet metal	Magnetisk	1,4	855
Metal	Andet metal	Ikke-magnetisk	0,7	432
Sum metal			4,6	2.823
Papir	Hvidt papir		0,8	489
Papir	Øvrigt papir		1,0	613
Papir	Karton		1,0	606
Pap	Rent pap		0,8	518
Pap	Tetrapak		4,1	2.497
Pap	Øvrigt coated pap		0,1	44
SUM Papiro og pap			7,8	4.767
Farligt affald	Batterier		0,0	7
Farligt	Elektronik		0,7	439
Farligt	Andet farligt affald		0,7	418
Sum farligt affald			1,4	864
Andet genanvendeligt	Tekstiler		4,9	3.002

Andet	Haveaffald	1,6	955
Andet	Træ	0,1	64
Glas		3,2	1.975
Madaffald		25,9	15.913
Andet ikke-genanvendeligt		35,3	21.709
Total		100,0	61.511

Tabel 16. Scenario 1: Affaldshåndtering

			Udsorterede mængder fra sorteringsanlæg til genanvendelse			Input/output mængder affaldsforbrænding af restaffald		
			Genanvendt, reelt (ton)	Forbrændt (ton)	Deponi (ton)	Forbrændt (ton)	Genanvendt (ton)	Deponi (ton)
Affaldsbeholder	Materiale	Materialer til behandl. (ton)						
Kombineret indsamlet	PE folie	2.136	1.929	207	0	0	0	0
	HDPE	349	314	35	0	0	0	0
	PP	846	764	82	0	0	0	0
	PET bakker	783	591	192	0	0	0	0
	PET flasker	0	0	0	0	0	0	0
	PS	139	125	13	0	0	0	0
	Andet plast	1.884	1.701	183	0	0	0	0
	Blandet papir	0	0	0	0	0	0	0
	Tetra	1.880	1.711	169	0	0	0	0
	Metal	155	130	0	25	0	764	146
	Alu	155	144	0	11	0	236	18
	Rest	3.047	0	0	0	3.047	532	84
Restaffald		61.560	0	0	0	61.560	10.738	1.704
Sum		72.935	7.411	882	36	64.607	12.270	1.951

Tabel 17. Scenario 2: Affaldshåndtering

			Udsorterede mængder fra sorteringsanlæg til genanvendelse			Input/output mængder affaldsforbrænding af restaffald		
			Genanvendt (ton)	Forbrændt (ton)	Deponi (ton)	Forbrændt (ton)	Genanvendt (ton)	Deponi (ton)
Skraldespande	Materiale	Materialer til behandl. (ton)						
Restaffald	PE folie	4.036	3.645	391	0	0	0	0
	HDPE	748	673	75	0	0	0	0
	PP	1.586	1.432	154	0	0	0	0
	PET bakker	1.573	1.188	385	0	0	0	0
	PET flasker	0	0	0	0	0	0	0
	PS	264	238	26	0	0	0	0
	Andet plast	722	652	70	0	0	0	0
	Blandet papir	1.262	1.205	57	0	0	0	0
	Tetra	3.278	2.983	295	0	0	0	0
	Metal	1.589	1.335	0	254	0	86	16
	Alu	1.259	1.171	0	88	0	26	2
	Rest	53.038	0	0	0	53.038	10.360	1.509
Sum		69.355	14.522	1.453	342	53.038	10.472	1.527

8.2 Bilag 2 - Livscyklusscreening

8.2.1 Normalisation scoring

Tabel 18. Miljøpåvirkningskategorier repræsenteret ved hjælp af LCIA-metoden ReCiPe2016. Tabellen inkluderer normaliseringsfaktorer og enheder for hver miljøpåvirkningskategori

nr	Impact category	Normalization factor	Enhed	Info
1	Climate change	7.990	kg CO ₂ -eq	midpoint without long-term, hierarchist
2	Fine particulate matter formation	25,6	kg PM _{2.5} -eq	midpoint without long-term, hierarchist
3	Terrestrial acidification	41	kg SO ₂ -eq	midpoint without long-term
4	Freshwater eutrophication	0,65	kg P-eq	midpoint without long-term
5	Marine eutrophication	4,62	kg N-eq	midpoint without long-term, hierarchist
6	Mineral resource scarcity	120.000	kg Cu-eq	midpoint, hierarchist
7	Fossil resource scarcity	0	kg oil-eq	midpoint
8	Ozone depletion	0,06	kg CFC-11-eq	midpoint without long-term, hierarchist
9	Ionizing radiation	480	kBq Co-60-eq	midpoint without long-term, hierarchist
10	Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	17,7	kg NO _x -eq	midpoint without long-term
11	Photochemical oxidant formation: human health	20,6	kg NO _x -eq	midpoint without long-term
12	Terrestrial eco-toxicity	15.200	kg 1,4-DCB-eq	midpoint without long-term, hierarchist
13	Freshwater eco-toxicity	25,2	kg 1,4-DCB-eq	midpoint without long-term, hierarchist
14	Marine eco-toxicity	43,4	kg 1,4-DCB-eq	midpoint without long-term, hierarchist
15	Human toxicity: cancer	10,3	kg 1,4-DCB	midpoint without long-term, hierarchist
16	Human toxicity: non-cancer	31.300	kg 1,4-DCB	midpoint without long-term, hierarchist
17	Land use	6170	m ² *yr annual crop land-eq	midpoint
18	Water use	267	m ³ water consumed	midpoint

8.2.2 Databaser og processer til LCA modellering

Tabel 19. Processer brugt til modellering af LCA. Tre nuancer af grå bruges til at vise brug af energi, vand og råmateriale (lyseste gråtone), substitution af genanvendelsesmaterialer (mellem grå nuance) og affaldsbortskaffelse af afvist materiale (mørkeste grå nuance).

Processer	Name of Proces	Geography	Reference year	Technology
Omlasting og ballering	Marginal electricity process	Europe	2008-2016	Mix, 1kV-60kV, medium voltage
Sorterings-anlæg	Marginal electricity process	Europe	2008-2017	Mix, 1kV-60kV, medium voltage
Indsamling	Collection Vehicle, 10 ton urban traffic	Denmark	2006-2013	Euro 3, diesel
Transport	Road Truck, 28-32 ton on highway	Denmark	2009 - 2013	Euro 5
	Sea, bulk carrier	Denmark	2013	2000t, domestic
Genanvendelse	Plastic (PE) to granulate	Denmark	2000-2016	Mechanical recycling. Residues incinerated
	Process water from surface water	Global	2005-2016	Use and treatment with ions
	Process steam from natural gas	Europe	2008-2016	Consumption mix, at power plant 90% eff.
	Production and combustion of diesel oil in truck	Europe	1998-2012	Diesel prod. and emissions to air
	Marginal electricity process	Europe	2008-2017	Mix, 1kV-60kV, medium voltage
	Polyethylene high density granulate	Global	1999-2016	Production mix at plant
	Waste incineration of paper fraction in MSW	Europe	2006-2016	Average EU waste-to-energy plant
	Waste incineration of plastics in MSW	Europe	2006-2016	Average EU waste-to-energy plant
	HDPE recycling	Europe	2014-2016	Methane and Danish marginal coal electricity. Residues incinerated
	Process water from surface water	Global	2005-2016	Use and treatment with ions
	Process steam from natural gas	Europe	2008-2016	Consumption mix, at power plant 90% eff.
	Marginal electricity process	Europe	2008-2017	Mix, 1kV-60kV, medium voltage
	Polyethylene high density granulate	Global	1999-2016	Production mix at plant
	Waste incineration of plastics in MSW	Europe	2006-2016	Average EU waste-to-energy plant
	Plastic (PP) to granulate	Denmark	2000-2016	Mechanical recycling. Residues incinerated
	Production and combustion of diesel oil in truck	Europe	1998-2012	Diesel prod. and emissions to air
	Drinking water from groundwater	Global	2005-2016	Purification treatment, production mix
	Process steam from natural gas	Europe	2008-2016	Consumption mix, at power plant 90% eff.
	Marginal electricity process	Europe	2008-2017	Mix, 1kV-60kV, medium voltage
	Polypropylene granulate (PP)	Global	1999-2016	Production mix at plant
	Waste incineration of paper fraction in MSW	Europe	2006-2016	Average EU waste-to-energy plant

Waste incineration of plastics in MSW	Europe	2006-2016	Average EU waste-to-energy plant
PET recycling	Europe	2014-2016	Methane and Danish marginal coal electricity. Residues incinerated
Sodium hydroxide	Global	1996-2016	For chemical manufacturing
Process water from surface water	Global	2005-2016	Use and treatment with ions
Process steam from natural gas	Europe	2008-2016	Consumption mix, at power plant 90% eff.
Marginal electricity process	Europe	2008-2017	Mix, 1kV-60kV, medium voltage
Polyethylene terephthalate (PET) granulate	Global	1999-2016	Production mix at plant, amorphous
Waste incineration of plastics in MSW	Europe	2006-2016	Average EU waste-to-energy plant
Plastic to granulate	Sweden	2006-2012	Shredding and reprocessing of plastics
Production and combustion of diesel oil in truck	Europe	1998-2012	Diesel prod. and emissions to air
Fuel oil	Europe	1990-2012	Industry burner. Extraction, processing and transport
Marginal electricity process	Europe	2008-2017	Mix, 1kV-60kV, medium voltage
Process water from surface water	Global	2005-2016	Use and treatment with ions
Polyethylene high density granulate	Global	1999-2016	Production mix at plant
Waste incineration of plastics in MSW	Europe	2006-2016	Average EU waste-to-energy plant
Paper (Mixed paper) to fiber packaging	Denmark	2001-2016	Pulped and dried. Residues incinerated
Natural gas mix	Europe	2008-2016	Consumption mix, production, pipeline and transport
Process water from surface water	Global	2005-2016	Use and treatment with ions
Virgin cardboard	Europe	2001-2019	From wood and auxiliary materials
Waste incineration of paper fraction in MSW	Europe	2006-2016	Average EU waste-to-energy plant
Paper (Cardboard and mixed paper) to cardboard	Sweden	2006-2016	Internal wastewater treatment plant. Residues incinerated
Process water from surface water	Global	2005-2016	Use and treatment with ions
Marginal electricity process	Europe	2008-2017	Mix, 1kV-60kV, medium voltage
Natural gas mix	Europe	2008-2016	Consumption mix, production, pipeline and transport
Cardboard	Sweden	2005-2019	From wood in an integrated mill
Waste incineration of paper fraction in MSW	Europe	2006-2016	Average EU waste-to-energy plant
Steel recycling	Denmark	2014-2017	Shredded and smelted. Danish marginal coal electricity. Residues landfilled
Marginal electricity process	Europe	2008-2017	Mix, 1kV-60kV, medium voltage
Steel sheers	Sweden	2008-2013	From 97.75% primary steel
Landfill of ferro metals	Europe	2006-2016	Incl. Leachate treatment
Aluminum recycling	Europe	2014-2018	Pyrolysis and melted. Natural gas and Danish marginal coal electricity. Residues landfilled

	Process steam from natural gas	Europe	2008-2016	Consumption mix, at power plant 90% eff.
	Marginal electricity process	Europe	2008-2017	Mix, 1kV-60kV, medium voltage
	Aluminum, ingot	Global	2010-2013	World average
	Landfill of ferro metals	Europe	2006-2016	Incl. Leachate treatment
Forbrænd-ing	Waste to energy plant	Denmark	2012-2016	Grate incineration CPH-plant. Marginal heat from natural gas and electricity incl. Fuel and coal. Wet flue gas cleaning. Waste water into treatment plant and bottom ash utilized in road construction included
	Sodium hydroxide	Global	1996-2016	For chemical manufacturing
	Hydrogen chloride gas (HCl)	Global	1996-2016	Average from Europe
	Calcium carbonate, limestone	Europe	2006-2016	Production at plant CaCO ₃ >63 microns
	Process water from surface water	Global	2005-2016	Use and treatment with ions
	Polyethylene high density granulate	Global	1999-2016	Production mix at plant
	Hydrated Lime	Europe	2007-2016	Production, transport, packaging
	Activated Carbon (limited)	Europe	2005-2013	Production of virgin granular, made from coal
	Ammonia (limited)	Global	1997-2013	Production
	Marginal electricity process	Europe	2008-2017	Mix, 1kV-60kV, medium voltage
	Marginal Heat process	Denmark	2010-2015	Heat from natural gas
	Gravel production	Global	2013	Crushed
Deponi	Utilization for neutralization of waste acid	Norway	2000-2012	APC residues in Langøya
	Production and combustion of diesel oil in truck	Europe	1998-2012	Diesel prod. and emissions to air
	Calcium carbonate, limestone	Europe	2006-2016	Production at plant CaCO ₃ >63 microns
	Marginal electricity process	Europe	2008-2017	Mix, 1kV-60kV, medium voltage

8.2.3 Beregnede LCI-resultater

Tabel 20. Beregnede LCI-resultater

Name of process	Amount	Unit	Kilde
Marginal electricity process (omlastning)	0,073	kWh/kg wet weight	Online
Marginal electricity process (forbrænding)	0,02625	kWh/kg wet weight	ProCES-Fyn
Collection Vehicle, 10 ton urban traffic	0,00307	l/kg wet weight	EASETECH
Collection Vehicle, 10 ton urban traffic	0,00659	l/kg wet weight	EASETECH
Road Truck, 28-32 ton on highway	330,7	kg*km/kg wet weight	Online
Sea, bulk carrier	532	kg*km/kg wet weight	Online
Plastic (PE) to granulate			
Process water from surface water	2,6	kg/kg wet weight	EASETECH
Process steam from natural gas	0,89	MJ/kg wet weight	EASETECH
Production and combustion of diesel oil in truck	0,00047	kg/kg wet weight	EASETECH
Marginal electricity process	0,76	kWh/kg wet weight	EASETECH
Polyethylene high density granulate	-0,9	kg/kg wet weight	EASETECH
Waste incineration of paper fraction in MSW	0,2	kg/kg wet weight	EASETECH
Waste incineration of plastics in MSW	0,8	kg/kg wet weight	EASETECH
HDPE recycling			
Process water from surface water	1,602	kg/kg wet weight	EASETECH
Process steam from natural gas	0,459	MJ/kg wet weight	EASETECH
Marginal electricity process	0,396	kWh/kg wet weight	EASETECH
Polyethylene high density granulate	-0,81	kg/kg wet weight	EASETECH
Waste incineration of plastics in MSW	1	kg/kg wet weight	EASETECH
Plastic (PP) to granulate			
Production and combustion of diesel oil in truck	0,00047	kg/kg wet weight	EASETECH
Drinking water from groundwater	2,6	kg/kg wet weight	EASETECH
Process steam from natural gas	0,89	MJ/kg wet weight	EASETECH
Marginal electricity process	0,76	kWh/kg wet weight	EASETECH
Polypropylene granulate (PP)	-0,9	kg/kg wet weight	EASETECH
Waste incineration of paper fraction in MSW	0,2	kg/kg wet weight	EASETECH
Waste incineration of plastics in MSW	0,8	kg/kg wet weight	EASETECH
PET recycling			
Sodium hydroxide	0,00225	kg/kg wet weight	EASETECH
Process water from surface water	2,22	kg/kg wet weight	EASETECH
Process steam from natural gas	1,92	MJ/kg wet weight	EASETECH
Marginal electricity process	0,24	kWh/kg wet weight	EASETECH
Polyethylene terephthalate (PET) granulate	-0,81	kg/kg wet weight	EASETECH
Waste incineration of plastics in MSW	1	kg/kg wet weight	EASETECH
Plastic to granulate			
Production and combustion of diesel oil in truck	0,00213	kg/kg wet weight	EASETECH
Fuel oil	0,0011	kg/kg wet weight	EASETECH
Marginal electricity process	0,088	kWh/kg wet weight	EASETECH
Process water from surface water	0,002	kg/kg wet weight	EASETECH
Polyethylene high density granulate	-0,9	kg/kg wet weight	EASETECH

Waste incineration of plastics in MSW	1	kg/kg wet weight	EASETECH
Paper (Mixed paper) to fiber packaging			
Natural gas mix	0,00038	kg/kg wet weight	EASETECH
Process water from surface water	9,1	kg/kg wet weight	EASETECH
Virgin cardboard	-0,9	kg/kg wet weight	EASETECH
Waste incineration of paper fraction in MSW	1	kg/kg wet weight	EASETECH
Paper (Cardboard and mixed paper) to cardboard			
Process water from surface water	17	kg/kg wet weight	EASETECH
Marginal electricity process	1,5	kWh/kg wet weight	EASETECH
Natural gas mix	0,069	kg/kg wet weight	EASETECH
Cardboard	-0,9	kg/kg wet weight	EASETECH
Waste incineration of paper fraction in MSW	1	kg/kg wet weight	EASETECH
Steel recycling			
Marginal electricity process	0,504	kWh/kg wet weight	EASETECH
Steel sheers	-1	kg/kg wet weight	EASETECH
Landfill of ferro metals	1	kg/kg wet weight	EASETECH
Aluminum recycling			
Process steam from natural gas	3,7572	MJ/kg wet weight	EASETECH
Marginal electricity process	0,0093	kWh/kg wet weight	EASETECH
Aluminum, ingot	-1	kg/kg wet weight	EASETECH
Landfill of ferro metals	1	kg/kg wet weight	EASETECH
Waste to energy plant			
Sodium hydroxide	0,000024	kg/kg wet weight	EASETECH
Hydrogen chloride gas (HCl)	0,0000056	kg/kg wet weight	EASETECH
Calcium carbonate, limestone	0,00567	kg/kg wet weight	EASETECH
Process water from surface water	0,397	kg/kg wet weight	EASETECH
Polyethylene high density granulate	0,0000006	kg/kg wet weight	EASETECH
Hydrated Lime	0,00034	kg/kg wet weight	EASETECH
Activated Carbon (limited)	0,00104	kg/kg wet weight	EASETECH
Ammonia (limited)	0,00153	kg/kg wet weight	EASETECH
Marginal electricity process	-0,277778	kWh/MJ Energy	EASETECH
Marginal Heat process	-1	MJ/MJ Energy	EASETECH
Gravel production	-0,8	kg/kg wet weight	EASETECH
Utilization for neutralization of waste acid			
Production and combustion of diesel oil in truck	0,0006	kg/kg wet weight	EASETECH
Calcium carbonate, limestone	-0,035	kg/kg wet weight	EASETECH
Marginal electricity process	0,013	kWh/kg wet weight	EASETECH

8.2.4 Miljøresultater, Scenario 1

Tabel 21. Rå resultater for Scenario 1. Røde felter repræsenterer de højeste effektivtverdier i hver kolonne, og grøn den laveste

Name	ReCiPe2016 - Climate change - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Fine particulate matter formation - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Terrestrial acidification - midpoint_wit hout LT	ReCiPe2016 - Freshwater eutrophication - midpoint_wit hout LT	ReCiPe2016 - Marine eutrophication - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Mineral resource scarcity - midpoint_H	ReCiPe2016 - Fossil resource scarcity - midpoint	ReCiPe2016 - Ozone depletion - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Ionizing radiation - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Photochemical oxidant formation: ecosystem quality - midpoint_wit hout LT	ReCiPe2016 - Photochemical oxidant formation: human health - midpoint_wit hout LT	ReCiPe2016 - Terrestrial eco-toxicity - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Freshwater eco-toxicity - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Marine eco-toxicity - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Human toxicity: cancer - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Human toxicity: non-cancer - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Land use - midpoint	ReCiPe2016 - Water use - midpoint
Unit	kg CO2-eq	kg PM2.5-eq	kg SO2-eq	kg P-eq	kg N-eq	kg Cu-eq	kg oil-eq	kg CFC-11-eq	kBq Co-60-eq	kg NOx-eq	kg NOx-eq	kg 1,4-DCB-eq	kg 1,4-DCB-eq	kg 1,4-DCB-eq	kg 1,4-DCB-eq	kg 1,4-DCB-eq	m2*yr annual crop land-eq	m3 water consumed
Sum	-3,388,260	-22,536	-68,843	-152	-5,020	-51,347	-16,546,760	-5	-443,600	-16,488	-12,902	16,363,333	-2,035	-39,529	-840,450	551,948	-5,695	-42,178,140
Material Generering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Restaffaldsindsamling	577,873	193	658	0	9	35	184,328	0	158	677	660	98,153	30	169	492	73,448	0	21,379
Kildesortering indsamling	231,432	77	264	0	4	14	73,822	0	63	271	264	39,310	12	68	197	29,415	0	8,562
Forbrænding - Rest	7,626,742	-9,869	-28,745	-8	-43	-11,612	-8,842,664	-5	-438,118	8,825	9,964	9,011,734	-745	-40,608	-14,092	-265,981	-765	-45,347,989
Multiple Inputs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kildesortering, Fyn, DK	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Finsortering - Kilde	143,767	153	469	0	1	99	32,045	0	5,073	234	233	29,620	8	34	111	2,804	0	508,994
Bland papir gen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetra gen	1,370,143	1,118	3,321	-17	-4,983	955	361,216	0	54,769	1,129	1,116	276,555	-1,028	-1,167	1,577	-20,984	0	4,902,667
PE folie gen	-2,544,486	-2,188	-7,664	-1	2	176	-2,597,866	0	14,498	-6,671	-5,869	106,490	-84	32	-384,182	10,408	0	2,729,486
HDPE gen	-420,859	-393	-1,347	0	0	-13	-396,624	0	-412	-1,087	-969	2,433	-16	-12	-56,094	319	0	229,361
PP gen	-1,032,711	-822	-2,877	-122	-5	72	-1,004,434	0	4,863	-2,558	-2,295	40,604	-2	43	288	4,156	0	1,069,701
PET bakker gen	-1,308,944	-2,092	-7,069	0	0	-150	-774,991	0	-12,385	-5,001	-4,515	-702,071	-21	-396	-1,136	-2,307	0	305,853
PET flasker gen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PS gen	-241,334	-188	-640	0	0	-17	-193,794	0	-149	-531	-474	2,160	-8	-4	-26,877	28	0	18,388
Andet plast gen	-3,277,570	-2,549	-8,694	1	0	-233	-2,631,919	0	-2,028	-7,212	-6,444	29,341	-115	-55	-365,024	384	0	249,722
Alum gen	-1,633,405	-2,506	-6,943	0	-4	-753	-341,071	0	-38,046	-2,249	-2,250	-340,702	-75	-532	-400	-24,300	-8	-3,803,643
Metal gen	-419,013	-104	-411	0	0	-13,269	-36,993	0	1,284	-314	-312	2,104,234	29	872	1,971	244,438	0	126,593
Alum gen - brand	-2,656,656	-4,075	-11,292	0	-7	-1,225	-554,736	-1	-61,880	-3,658	-3,660	-554,136	-122	-865	-651	-39,522	-13	-6,186,446
Metal gen - brand	-798,108	-198	-783	0	0	-25,275	-70,462	0	2,445	-598	-595	4,007,999	55	1,660	3,754	465,588	0	241,126
Omlastning og baller - Kilde	119,943	128	391	0	0	83	26,734	0	4,233	195	194	24,711	7	29	93	2,339	0	424,646
Omlastning og baller - Rest	642,878	685	2,095	0	2	444	143,293	0	22,686	1,047	1,041	132,449	35	154	497	12,539	0	2,276,050
Bil - Kilde til sortering	204,305	113	379	0	3	12	64,007	0	55	645	642	1,495,060	29	806	104	45,888	0	7,424
Bil - Rest til brand	78,478	43	145	0	1	5	24,587	0	21	248	246	574,285	11	310	40	17,627	0	2,852
Bil - spildevandsslamaske til gen	6,391	4	12	0	0	0	2,002	0	2	20	20	46,770	1	25	3	1,436	0	232
Grus substitution	-100,083	-225	-542	-5	-1	-706	-25,088	0	-1,125	-359	-353	-193,062	-44	-175	-1,145	-10,639	-4,909	-3,521
Bil - Frå sort til brand	8,196	5	15	0	0	0	2,568	0	2	26	26	59,974	1	32	4	1,841	0	298
Bil - brand metal til gen	4,997	3	9	0	0	0	1,566	0	1	16	16	36,569	1	20	3	1,122	0	182
Bil - brand alu til gen	4,267	2	8	0	0	0	1,337	0	1	13	13	31,226	1	17	2	958	0	155
Water content	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skib - flyveaske til deponi	12,993	133	353	0	0	0	3,649	0	3	356	356	362	0	2	5	95	0	405
Flyveaske nyttiggørelse	12,506	15	45	0	0	8	2,729	0	387	46	45	3,266	6	11	10	848	0	39,382

Tabel 22. Resultater fra Scenario 1 samlet efter type processer

	Proces	Indsamling	Omlastning	Sortering	Transport	Genanvendelse	Forbrænding	Deponi	Sum
Climate change	kg CO2-eq	809.305	762.820	143.767	319.627	-13.063.026	7.626.742	12.506	-3.388.260
Fine particulate matter formation	kg PM2.5-eq	271	812	153	303	-14.222	-9.869	15	-22.536
Terrestrial acidification	kg SO2-eq	922	2.486	469	921	-44.941	-28.745	45	-68.843
Freshwater eutrophication	kg P-eq	1	0	0	0	-145	-8	0	-152
Marine eutrophication	kg N-eq	12	3	1	5	-4.997	-43	0	-5.020
Mineral resource scarcity	kg Cu-eq	50	527	99	19	-40.437	-11.612	8	-51.347
Fossil resource scarcity	kg oil-eq	258.149	170.028	32.045	99.715	-8.266.763	-8.842.664	2.729	-16.546.760
Ozone depletion	kg CFC-11-eq	0	0	0	0	0	-5	0	-5
Ionizing radiation	kBq Co-60-eq	222	26.919	5.073	85	-38.167	-438.118	387	-443.600
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	kg NOx-eq	948	1.243	234	1.324	-29.108	8.825	46	-16.488
Photochemical oxidant formation: human health	kg NOx-eq	924	1.235	233	1319	-26.622	9.964	45	-12.902
Terrestrial eco-toxicity	kg 1,4-DCB-eq	137.463	157.161	29.620	2.244.245	4.779.844	9.011.734	3.266	16.363.333
Freshwater eco-toxicity	kg 1,4-DCB-eq	42	42	8	44	-1.432	-745	6	-2.035
Marine eco-toxicity	kg 1,4-DCB-eq	237	183	34	1.212	-598	-40.608	11	-39.529
Human toxicity: cancer	kg 1,4-DCB	690	590	111	162	-827.920	-14.092	10	-840.450
Human toxicity: non-cancer	kg 1,4-DCB	102.863	14.878	2.804	68.967	627.569	-265.981	848	551.948
Land use	m2*yr annual crop land-eq	0	0	0	0	-4.929	-765	0	-5.695
Water use	m3 water consumed	29.941	2.700.696	508.994	11.547	-120.711	-45.347.989	39.382	-42.178.140

8.2.5 Miljøresultater, Scenario 2

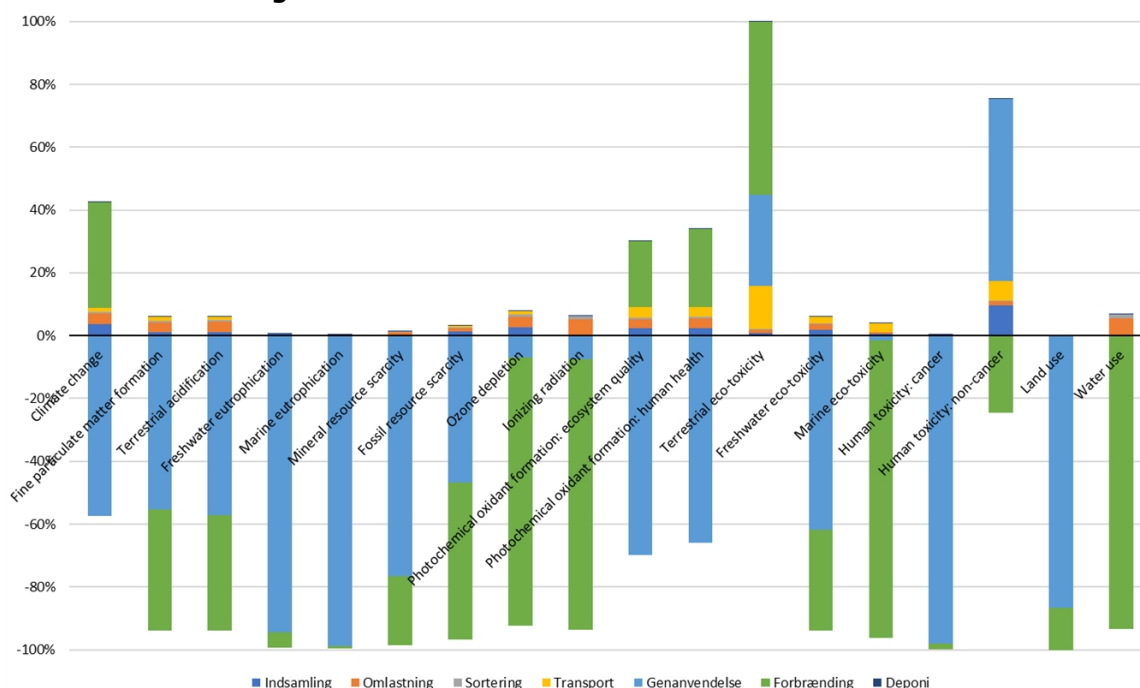
Tabel 23. Rå resultater for Scenario 2. Røde felter repræsenterer de højeste effektivtærdier i hver kolonne, og grøn den laveste

Name	ReCiPe2016 - Climate change - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Fine particulate matter formation - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Terrestrial acidification - midpoint_wit hout LT	ReCiPe2016 - Freshwater eutrophication - midpoint_wit hout LT	ReCiPe2016 - Marine eutrophication - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Mineral resource scarcity - midpoint_H	ReCiPe2016 - Fossil resource scarcity - midpoint	ReCiPe2016 - Ozone depletion - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Ionizing radiation - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Photochemical oxidant formation: ecosystem quality - midpoint_wit hout LT	ReCiPe2016 - Photochemical oxidant formation: human health - midpoint_wit hout LT	ReCiPe2016 - Terrestrial eco-toxicity - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Freshwater eco-toxicity - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Marine eco-toxicity - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Human toxicity: cancer - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Human toxicity: non-cancer - midpoint_wit hout LT_H	ReCiPe2016 - Land use - midpoint	ReCiPe2016 - Water use - midpoint
Unit	kg CO2-eq	kg PM2.5-eq	kg SO2-eq	kg P-eq	kg N-eq	kg Cu-eq	kg oil-eq	kg CFC-11-eq	kBq Co-60-eq	kg NOx-eq	kg NOx-eq	kg 1,4-DCB-eq	kg 1,4-DCB-eq	kg 1,4-DCB-eq	kg 1,4-DCB-eq	kg 1,4-DCB-eq	m2*yr annual crop land-eq	m3 water consumed
Sum	-20947344	-38682	-116838	-273	-8758	-152399	-19996638	-6	-532602	-41305	-36772	30968008	-2949	-28771	-1030122	2311400	-5005	-45318991
Material Generering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Restaffaldsindsamling	685687	229	781	1	10	42	218718	0	188	803	783	116466	36	201	584	87151	0	25368
Forbrænding - Rest	3796581	-8084	-23543	-6	-35	-9522	-7251310	-4	-359273	7315	8248	9433762	-605	-32453	-11516	-212714	-628	-37188454
Central eftersortering	914339	974	2980	0	3	632	203800	0	32265	1490	1481	188377	50	219	707	17833	0	3237136
Alum gen	-13271944	-20358	-56414	-2	-35	-6119	-2771314	-3	-309138	-18274	-18284	-2768315	-607	-4320	-3251	-197444	-66	-30905832
Metal gen	-4289467	-1063	-4208	0	2	-135840	-378703	-1	13143	-3215	-3197	21541177	294	8924	20175	2502325	0	1295941
Blandet papir gen	114147	-758	-2446	0	-15	-301	-277921	0	-34793	137	152	-121734	-80	-257	-1068	-13108	1	-824276
Tetra gen	2389477	1949	5791	-29	-8689	1666	629947	1	95516	1968	1946	482301	-1793	-2035	2751	-36595	1	8550061
PE folie gen	-4803387	-4131	-14467	-2	4	333	-4904156	0	27369	-12593	-11079	201027	-160	61	-725244	19647	0	5152624
PP gen	-1937213	-1541	-5396	-229	-9	136	-1884171	0	9122	-4798	-4306	76166	-4	81	539	7797	0	2006603
HDPE gen	-906317	-847	-2902	0	0	-28	-854128	0	-887	-2340	-2087	5240	-34	-25	-120799	688	0	493928
PET bakker gen	-2630790	-4204	-14208	0	0	-302	-1557621	0	-24892	-10050	-9075	-1411062	-42	-796	-2284	-4637	0	614722
PS gen	-457513	-356	-1214	0	0	-33	-367387	0	-283	-1007	-899	4096	-16	-8	-50953	54	0	34858
PET flasker gen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Andet plast gen	-1256153	-977	-3332	0	0	-89	-1008702	0	-777	-2764	-2470	11245	-44	-21	-139898	147	0	95708
Alum gen - Inc.	-291645	-447	-1240	0	-1	-134	-60898	0	-6793	-402	-402	-60832	-13	-95	-71	-4339	-1	-679141
Metal gen - Inc.	-87615	-22	-86	0	0	-2775	-7735	0	268	-66	-65	439994	6	182	412	51112	0	26471
Omlastning og baller	762820	812	2486	0	3	527	170028	0	26919	1243	1235	157161	42	183	590	14878	0	2700696
Bil - affald til central eftersortering	93120	52	173	0	1	6	29174	0	25	294	292	681430	13	367	47	20915	0	3384
Omlastning og baller - Rest	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Water content	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bil - brand metal til gen	549	0	1	0	0	0	172	0	0	2	2	4014	0	2	0	123	0	20
Bil - brand alum til gen	468	0	1	0	0	0	147	0	0	1	1	3428	0	2	0	105	0	17
Bil - spildevandsslamske til gen	5613	3	10	0	0	0	1759	0	2	18	18	41075	1	22	3	1261	0	204
Grus substitution	-87896	-198	-476	-5	-1	-620	-22033	0	-988	-315	-310	-169553	-39	-154	-1006	-9344	-4311	-3092
Bil - Rest til forbrændelse	18556	10	34	0	0	1	5813	0	5	59	58	135786	3	73	9	4168	0	674
Bil - PE foli til gen	66588	37	123	0	1	4	20862	0	18	210	209	487280	10	263	34	14956	0	2420
Bil - HDPE til gen	12352	7	23	0	0	1	3870	0	3	39	39	90387	2	49	6	2774	0	449
Bil - PP til gen	26188	15	49	0	0	2	8205	0	7	83	82	191639	4	103	13	5882	0	952
Bil - PET bakker til gen	25991	14	48	0	0	2	8143	0	7	82	82	190197	4	103	13	5838	0	944
Bil - PE flasker til gen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bil - PS til gen	4349	2	8	0	0	0	1363	0	1	14	14	31828	1	17	2	977	0	158
Bil - Andet plast til gen	11942	7	22	0	0	1	3741	0	3	38	37	87387	2	47	6	2682	0	434
Bil - Blandet papir til gen	20912	12	39	0	0	1	6552	0	6	66	66	153031	3	82	11	4697	0	760
Bil - Tetra til gen	54138	30	100	0	1	3	16961	0	15	171	170	396167	8	214	28	12160	0	1967
Bil - Metal til gen	26343	15	49	0	0	2	8253	0	7	83	83	192773	4	104	13	5917	0	957
Bil - Alum til gen	20909	12	39	0	0	1	6551	0	6	66	66	153007	3	82	11	4696	0	760
Skib - flyveaske til deponi	10969	112	298	0	0	0	3081	0	3	301	300	305	0	2	5	80	0	342
Flyveaske nyttiggørelse	10558	13	38	0	0	6	2304	0	326	38	38	2757	5	9	8	716	0	33247

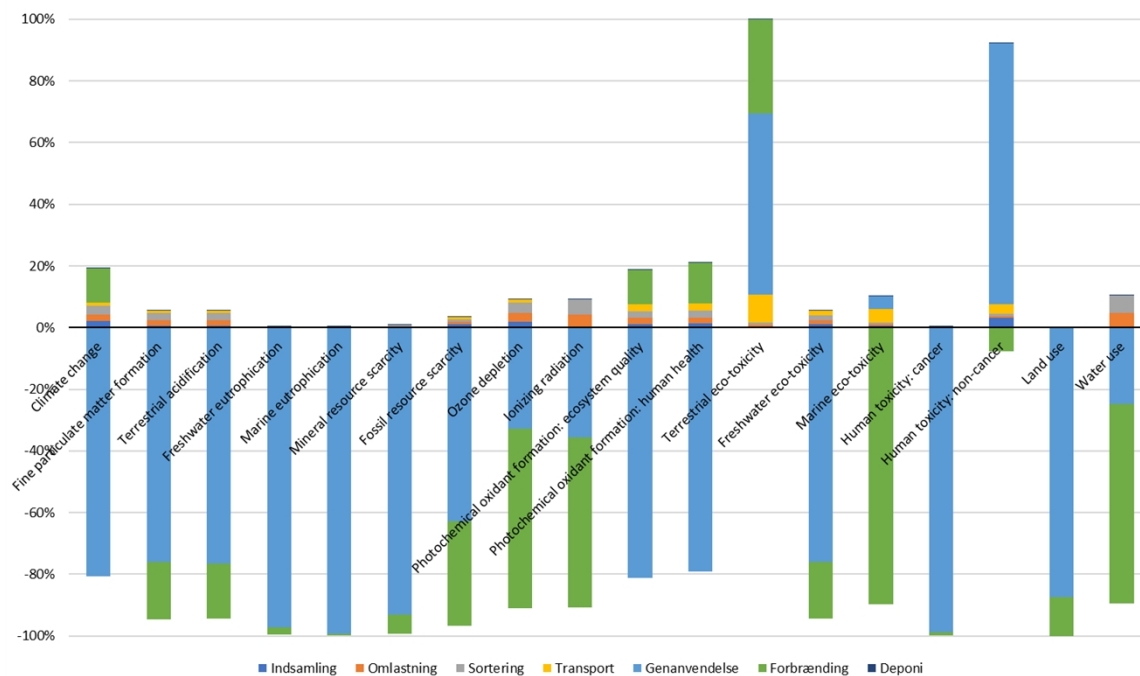
Tabel 24. Resultater fra Scenario 1 samlet efter type processer

	Proces	Indsamling	Omlastning	Sortering	Transport	Genanvendelse	Forbrænding	Deponi	Sum
Climate change	kg CO2-eq	685.687	762.820	914.339	398.986	-27.516.315	3.796.581	10.558	-20.947.344
Fine particulate matter formation	kg PM2.5-eq	229	812	974	327	-32.953	-8.084	13	-38.682
Terrestrial acidification	kg SO2-eq	781	2.486	2.980	1.017	-100.598	-23.543	38	-116.838
Freshwater eutrophication	kg P-eq	1	0	0	0	-267	-6	0	-273
Marine eutrophication	kg N-eq	10	3	3	6	-8.745	-35	0	-8.758
Mineral resource scarcity	kg Cu-eq	42	527	632	24	-144.108	-9.522	6	-152.399
Fossil resource scarcity	kg oil-eq	218.718	170.028	203.800	124.644	-13.464.822	-7.251.310	2.304	-19.996.638
Ozone depletion	kg CFC-11-eq	0	0	0	0	-2	-4	0	-6
Ionizing radiation	kBq Co-60-eq	188	26.919	32.265	107	-233.134	-359.273	326	-532.602
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	kg NOx-eq	803	1.243	1.490	1.526	-53.719	7.315	38	-41.305
Photochemical oxidant formation: human health	kg NOx-eq	783	1.235	1.481	1.519	-50.076	8.248	38	-36.772
Terrestrial eco-toxicity	kg 1,4-DCB-eq	116.466	157.161	188.377	2.839.736	18.229.749	9.433.762	2.757	30.968.008
Freshwater eco-toxicity	kg 1,4-DCB-eq	36	42	50	56	-2.532	-605	5	-2.949
Marine eco-toxicity	kg 1,4-DCB-eq	201	183	219	1.532	1.537	-32.453	9	-28.771
Human toxicity: cancer	kg 1,4-DCB	584	590	707	202	-1.020.697	-11.516	8	-1.030.122
Human toxicity: non-cancer	kg 1,4-DCB	87.151	14.878	17.833	87.231	2.316.304	-212.714	716	2.311.400
Land use	m2*yr annual crop land-eq	0	0	0	0	-4.377	-628	0	-5.005
Water use	m3 water consumed	25.368	2.700.696	3.237.136	14.441	-14.141.426	-37.188.454	33.247	-45.318.991

8.2.6 Procesbidrag



Figur 18. Procesbidrag af processer modelleret i Scenario 1



Figur 19. Procesbidrag af processer modelleret i Scenario 2

8.2.7 Følsomhedsforhold og sensitivitetskoefficienter

Tabel 25. Følsomhedsforhold (SR) og sensitivitetskoefficienter (SC) for sorteringseffektivitet til eftersorteringsanlæg af forskellige plast typer (uden PS), Scenario 1. Alle følsomhedsforhold højere end 0,3 eller lavere end -0,3 er farvet gule og anses for at have middel

Miljøpåvirkningskategori	SortAA (andet plast)		SortAB (sort plast)		SortHDPE		SortPE		SortPETb		SortPP	
	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC
Climate change	0.84	-1.14E+05	0.49	-2.34E+04	0.24	-9.50E+04	1.32	-7.82E+04	0.63	-1.12E+05	0.11	-1.14E+05
Fine particulate matter formation	0.04	-2.79E+01	0.04	-9.70E+00	0.01	-2.01E+01	0.04	-1.37E+01	0.08	-7.52E+01	0.01	-2.79E+01
Terrestrial acidification	0.05	-1.03E+02	0.04	-3.50E+01	0.01	-7.72E+01	0.06	-5.67E+01	0.09	-2.62E+02	0.01	-1.03E+02
Freshwater eutrophication	0.00	2.50E-02	0.00	7.03E-03	0.00	-7.09E-03	0.00	-7.52E-03	0.00	7.25E-03	0.00	2.50E-02
Marine eutrophication	0.00	7.01E-02	0.00	1.62E-02	0.00	7.02E-02	0.00	8.70E-02	0.00	6.05E-02	0.00	7.01E-02
Mineral resource scarcity	-0.01	1.33E+01	0.00	2.90E+00	0.00	1.63E+01	-0.02	1.78E+01	0.00	1.08E+01	0.00	1.33E+01
Fossil resource scarcity	0.07	-3.64E+04	0.06	-1.15E+04	0.02	-2.74E+04	0.11	-2.59E+04	0.03	-2.19E+04	0.01	-3.64E+04
Ozone depletion	-0.05	8.10E-03	-0.03	1.90E-03	-0.02	8.61E-03	-0.13	9.30E-03	-0.03	6.36E-03	-0.01	8.10E-03
Ionizing radiation	-0.04	6.34E+02	-0.03	1.46E+02	-0.01	6.30E+02	-0.12	7.91E+02	-0.01	1.06E+02	-0.01	6.34E+02
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	0.18	-1.03E+02	0.17	-3.46E+01	0.05	-7.82E+01	0.26	-6.48E+01	0.26	-1.95E+02	0.02	-1.03E+02
Photochemical oxidant formation: human health	0.20	-9.02E+01	0.20	-3.07E+01	0.05	-6.78E+01	0.28	-5.47E+01	0.30	-1.74E+02	0.03	-9.02E+01
Terrestrial eco-toxicity	0.01	4.29E+03	0.00	-5.06E+02	0.00	3.99E+03	0.02	4.99E+03	-0.04	-2.84E+04	0.00	4.29E+03
Freshwater eco-toxicity	0.01	-9.82E-01	0.02	-3.65E-01	0.00	-4.43E-01	0.01	-1.89E-01	0.00	2.36E-01	0.00	-9.82E-01
Marine eco-toxicity	-0.05	6.74E+01	-0.03	1.51E+01	-0.02	6.73E+01	-0.11	5.97E+01	-0.03	5.04E+01	-0.01	6.74E+01
Human toxicity: cancer	0.24	-6.91E+03	0.20	-2.04E+03	0.07	-5.76E+03	0.44	-5.54E+03	0.00	-2.94E+01	0.03	-6.91E+03
Human toxicity: non-cancer	0.03	4.62E+02	0.02	1.07E+02	0.01	4.88E+02	0.07	5.46E+02	0.01	3.49E+02	0.00	4.62E+02
Land use	-0.01	1.66E+00	-0.01	7.51E-01	0.00	1.66E+00	-0.02	1.43E+00	-0.01	1.66E+00	0.00	1.66E+00
Water use	-0.05	7.34E+04	-0.04	1.75E+04	-0.02	9.23E+04	-0.16	9.88E+04	-0.05	8.27E+04	-0.01	7.34E+04

Tabel 26. Følsomhedsforhold (SR) og sensitivitetskoefficienter (SC) for sorteringseffektivitet til eftersorteringsanlæg af aluminium, metal, papir, tetra og PS, Scenario 1.
Alle følsomhedsforhold højere end 0,3 eller lavere end -0,3 er farvet gule og anses for at have middel til høj følsomhed

Miljøpåvirkningskategori	SortAlu		SortMetal		SortTetra		SortPS	
	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC
Climate change	0.36	-3.31E+04	0.07	-6.11E+03	-0.58	2.60E+04	0.58	-9.54E+04
Fine particulate matter formation	0.10	-5.11E+01	0.00	2.32E+00	-0.07	1.76E+01	0.02	-1.43E+01
Terrestrial acidification	0.09	-1.41E+02	0.00	3.81E+00	-0.07	5.21E+01	0.02	-6.02E+01
Freshwater eutrophication	0.00	-3.65E-03	0.00	1.23E-03	0.10	-1.79E-01	0.81	-5.15E+00
Marine eutrophication	0.00	-8.79E-02	0.00	1.17E-02	0.99	-5.41E+01	0.00	-1.46E-01
Mineral resource scarcity	-0.01	1.30E+01	0.23	-2.65E+02	-0.03	1.58E+01	-0.01	2.07E+01
Fossil resource scarcity	0.02	-6.74E+03	0.00	1.74E+01	-0.04	8.05E+03	0.04	-2.90E+04
Ozone depletion	0.06	-6.17E-03	0.00	-4.31E-04	-0.12	6.78E-03	-0.05	1.05E-02
Ionizing radiation	0.08	-7.72E+02	-0.01	1.02E+02	-0.17	8.01E+02	-0.05	8.78E+02
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	0.13	-4.80E+01	0.01	-4.95E+00	-0.08	1.50E+01	0.11	-7.45E+01
Photochemical oxidant formation: human health	0.16	-4.80E+01	0.02	-4.94E+00	-0.10	1.43E+01	0.12	-6.52E+01
Terrestrial eco-toxicity	-0.03	-1.18E+04	0.12	4.26E+04	0.02	4.04E+03	0.01	5.45E+03
Freshwater eco-toxicity	0.03	-1.57E+00	-0.02	7.27E-01	0.49	-1.08E+01	-0.01	1.12E+00
Marine eco-toxicity	0.01	-1.21E+01	-0.02	1.91E+01	-0.02	8.34E+00	-0.05	7.03E+01
Human toxicity: cancer	0.00	-1.20E+01	0.00	4.07E+01	0.00	2.41E+01	0.00	3.48E+01
Human toxicity: non-cancer	-0.08	-1.02E+03	0.40	4.96E+03	-0.02	-9.34E+01	0.03	6.31E+02
Land use	0.00	5.47E-01	-0.01	7.28E-01	-0.01	7.02E-01	-0.01	1.66E+00
Water use	0.08	-7.71E+04	-0.01	1.02E+04	-0.16	7.44E+04	-0.07	1.14E+05

Tabel 27. Følsomhedsforhold (SR) og sensitivitetskoefficienter (SC) for energiforbruget, andel af rejekt og substitution niveau under metal- og aluminiumgenanvendelsen, Scenario 1. Alle følsomhedsforhold højere end 0,3 eller lavere end -0,3 er farvet gule og anses for at have middel til høj følsomhed

Miljøpåvirkningskategori	EnergyAlu		EnergyMetal		GenAlu		GenMetal		SubAlu		SubMetal	
	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC
Climate change	0.00	1.95E+05	-0.03	2.16E+05	1.08	-4.76E+04	0.32	-1.59E+04	1.08	4.42E+06	0.32	1.33E+06
Fine particulate matter formation	0.00	2.08E+02	-0.01	2.30E+02	0.30	-7.25E+01	0.02	-5.78E+00	0.30	6.74E+03	0.02	4.82E+02
Terrestrial acidification	0.00	6.36E+02	-0.01	7.03E+02	0.27	-2.02E+02	0.02	-1.94E+01	0.27	1.88E+04	0.02	1.62E+03
Freshwater eutrophication	0.00	1.04E-02	0.00	1.15E-02	0.00	-6.28E-03	0.00	-1.62E-04	0.00	5.83E-01	0.00	1.25E-02
Marine eutrophication	0.00	7.45E-01	0.00	8.24E-01	0.00	-1.48E-01	0.00	-3.12E-02	0.00	1.15E+01	0.00	3.23E-01
Mineral resource scarcity	0.00	1.35E+02	0.00	1.49E+02	0.04	-2.18E+01	0.75	-4.60E+02	0.04	1.99E+03	0.75	3.86E+04
Fossil resource scarcity	0.00	4.35E+04	0.00	4.81E+04	0.06	-1.02E+04	0.01	-1.59E+03	0.06	9.44E+05	0.01	1.32E+05
Ozone depletion	0.00	5.09E-02	-0.01	5.63E-02	0.17	-8.98E-03	0.04	-2.20E-03	0.17	8.34E-01	0.04	1.84E-01
Ionizing radiation	0.00	6.89E+03	-0.01	7.62E+03	0.23	-1.08E+03	0.00	-2.30E+00	0.23	1.00E+05	0.00	1.23E+02
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	0.00	3.18E+02	-0.01	3.52E+02	0.37	-6.83E+01	0.07	-1.43E+01	0.37	6.33E+03	0.07	1.18E+03
Photochemical oxidant formation: human health	0.00	3.16E+02	-0.01	3.50E+02	0.46	-6.78E+01	0.09	-1.42E+01	0.46	6.28E+03	0.09	1.17E+03
Terrestrial eco-toxicity	0.00	4.02E+04	0.00	4.45E+04	-0.05	-9.66E+03	-0.01	-1.16E+03	-0.05	8.98E+05	-0.01	9.75E+04
Freshwater eco-toxicity	0.00	1.07E+01	0.00	1.18E+01	0.11	-2.36E+00	0.01	-3.29E-01	0.10	2.01E+02	0.00	9.19E+00
Marine eco-toxicity	0.00	4.68E+01	0.00	5.18E+01	0.04	-1.54E+01	0.00	-1.04E+00	0.04	1.42E+03	0.00	7.50E+01
Human toxicity: cancer	0.00	1.51E+02	0.00	1.67E+02	0.00	-4.16E+01	0.00	-3.55E+00	0.00	3.81E+03	0.00	2.36E+02
Human toxicity: non-cancer	0.00	3.81E+03	0.00	4.21E+03	-0.12	-6.98E+02	-0.01	-6.87E+01	-0.12	6.44E+04	-0.01	5.24E+03
Land use	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	-2.30E-01	0.00	-5.02E-08	0.00	2.14E+01	0.00	4.22E-06
Water use	0.00	6.91E+05	-0.01	7.64E+05	0.24	-1.08E+05	0.00	-2.08E+02	0.24	1.00E+07	0.00	1.74E+04

Tabel 28. Følsomhedsforhold (SR) og sensitivitetskoefficienter (SC) for sorteringseffektivitet til eftersorteringsanlæg af forskellige plast typer, Scenario 2. Alle følsomhedsforhold højere end 0,3 eller lavere end -0,3 er farvet gule og anses for at have middel til høj følsomhed

Miljøpåvirknings-kategori	Sort2AA		Sort2AB		Sort2HDPE		Sort2PE		Sort2PETb		Sort2PS		Sort2PP	
	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC
Climate change	0.06	-2.53E+05	0.04	-5.19E+04	0.09	-2.11E+05	0.49	-1.73E+05	0.23	-2.47E+05	0.04	-2.53E+05	0.20	-2.12E+05
Fine particulate matter formation	0.01	-6.27E+01	0.01	-2.18E+01	0.01	-4.54E+01	0.05	-3.10E+01	0.09	-1.68E+02	0.01	-6.27E+01	0.02	-3.26E+01
Terrestrial acidification	0.01	-2.32E+02	0.01	-7.83E+01	0.01	-1.74E+02	0.06	-1.28E+02	0.10	-5.83E+02	0.01	-2.32E+02	0.02	-1.36E+02
Freshwater eutrophication	0.00	5.67E-02	0.00	1.59E-02	0.00	-1.47E-02	0.00	-1.58E-02	0.00	1.71E-02	0.00	5.67E-02	0.84	-1.14E+01
Marine eutrophication	0.00	1.76E-01	0.00	4.21E-02	0.00	1.76E-01	0.00	2.11E-01	0.00	1.55E-01	0.00	1.76E-01	0.00	-3.04E-01
Mineral resource scarcity	0.00	2.92E+01	0.00	6.35E+00	0.00	3.60E+01	-0.02	3.94E+01	0.00	2.37E+01	0.00	2.92E+01	-0.01	4.58E+01
Fossil resource scarcity	0.02	-8.08E+04	0.02	-2.56E+04	0.03	-6.06E+04	0.17	-5.74E+04	0.05	-4.85E+04	0.01	-8.08E+04	0.06	-6.43E+04
Ozone depletion	-0.01	1.81E-02	-0.01	4.24E-03	-0.03	1.92E-02	-0.21	2.08E-02	-0.05	1.42E-02	-0.01	1.81E-02	-0.08	2.35E-02
Ionizing radiation	-0.01	1.39E+03	-0.01	3.20E+02	-0.02	1.38E+03	-0.19	1.75E+03	-0.01	2.20E+02	-0.01	1.39E+03	-0.07	1.94E+03
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	0.03	-2.35E+02	0.03	-7.85E+01	0.04	-1.79E+02	0.21	-1.48E+02	0.21	-4.39E+02	0.02	-2.35E+02	0.08	-1.71E+02
Photochemical oxidant formation: human health	0.03	-2.06E+02	0.03	-6.98E+01	0.04	-1.56E+02	0.20	-1.26E+02	0.21	-3.93E+02	0.02	-2.06E+02	0.08	-1.50E+02
Terrestrial eco-toxicity	0.00	2.06E+04	0.00	2.15E+03	0.01	2.00E+04	0.04	2.06E+04	-0.03	-5.19E+04	0.00	2.06E+04	0.01	2.32E+04
Freshwater eco-toxicity	0.00	-1.99E+00	0.00	-7.56E-01	0.00	-7.95E-01	0.01	-2.56E-01	0.00	7.14E-01	0.00	-1.99E+00	-0.02	2.67E+00
Marine eco-toxicity	-0.03	1.55E+02	-0.02	3.49E+01	-0.05	1.54E+02	-0.28	1.37E+02	-0.08	1.17E+02	-0.02	1.55E+02	-0.11	1.61E+02
Human toxicity: cancer	0.07	-1.53E+04	0.07	-4.52E+03	0.12	-1.28E+04	0.70	-1.23E+04	0.00	-6.50E+01	0.05	-1.53E+04	0.00	7.75E+01
Human toxicity: non-cancer	0.00	1.36E+03	0.00	3.36E+02	0.01	1.42E+03	0.04	1.50E+03	0.01	1.11E+03	0.00	1.36E+03	0.01	1.74E+03
Land use	0.00	3.66E+00	0.00	1.66E+00	-0.01	3.66E+00	-0.04	3.16E+00	-0.01	3.66E+00	0.00	3.66E+00	-0.01	3.66E+00
Water use	-0.02	1.62E+05	-0.01	3.85E+04	-0.04	2.04E+05	-0.28	2.18E+05	-0.08	1.82E+05	-0.01	1.62E+05	-0.11	2.52E+05

Tabel 29. Følsomhedsforhold (SR) og sensitivitetskoefficienter (SC) for sorteringseffektivitet til eftersorteringsanlæg af aluminium, metal, papir og tetra, Scenario 2. Alle følsomhedsforhold højere end 0,3 eller lavere end -0,3 er farvet gule og anses for at have middel til høj følsomhed

Miljøpåvirkningskategori	Sort2AluA		Sort2AluB		Sort2MetalA		Sort2MetalB		Sort2Papir		Sort2Tetra	
	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC
Climate change	0.33	-1.48E+05	0.24	-1.54E+05	0.03	-1.38E+04	0.11	-3.98E+04	-0.03	1.16E+04	-0.20	5.81E+04
Fine particulate matter formation	0.27	-2.29E+02	0.20	-2.37E+02	-0.04	3.65E+01	0.02	-1.18E+01	0.02	-1.09E+01	-0.07	3.87E+01
Terrestrial acidification	0.25	-6.32E+02	0.18	-6.57E+02	-0.03	8.98E+01	0.02	-4.53E+01	0.02	-3.61E+01	-0.07	1.15E+02
Freshwater eutrophication	0.00	-1.76E-02	0.00	-1.55E-02	0.00	6.71E-03	0.00	5.03E-03	0.00	-1.05E-03	0.11	-3.98E-01
Marine eutrophication	0.00	-3.92E-01	0.00	-4.01E-01	0.00	1.03E-01	0.00	1.83E-02	0.00	-2.56E-01	0.99	-1.20E+02
Mineral resource scarcity	-0.06	2.11E+02	0.01	-7.01E+01	0.34	-1.17E+03	0.47	-1.24E+03	0.00	-1.43E+00	-0.02	3.51E+01
Fossil resource scarcity	0.07	-2.92E+04	0.05	-3.21E+04	-0.01	4.46E+03	0.01	-3.61E+03	0.01	-2.01E+03	-0.07	1.80E+04
Ozone depletion	0.21	-2.68E-02	0.16	-2.93E-02	-0.01	1.75E-03	0.05	-5.11E-03	0.02	-2.63E-03	-0.18	1.51E-02
Ionizing radiation	0.30	-3.47E+03	0.22	-3.58E+03	-0.07	8.76E+02	-0.01	1.10E+02	0.05	-4.83E+02	-0.24	1.77E+03
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	0.24	-2.11E+02	0.18	-2.27E+02	0.00	2.66E+00	0.06	-4.61E+01	0.01	-5.11E+00	-0.05	3.08E+01
Photochemical oxidant formation: human health	0.27	-2.12E+02	0.20	-2.28E+02	0.00	2.62E+00	0.07	-4.60E+01	0.01	-5.21E+00	-0.06	2.93E+01
Terrestrial eco-toxicity	-0.11	-7.43E+04	-0.03	-3.22E+04	0.28	1.96E+05	0.37	1.97E+05	0.00	1.45E+03	0.04	1.52E+04
Freshwater eco-toxicity	0.12	-7.36E+00	0.08	-6.96E+00	-0.06	4.09E+00	-0.05	2.73E+00	0.02	-1.13E+00	0.59	-2.39E+01
Marine eco-toxicity	0.09	-5.86E+01	0.06	-5.04E+01	-0.15	9.66E+01	-0.16	8.11E+01	-0.02	1.18E+01	-0.05	2.12E+01
Human toxicity: cancer	0.00	-7.56E+01	0.00	-3.72E+01	-0.01	1.87E+02	-0.01	1.85E+02	0.00	-1.41E+01	0.00	5.36E+01
Human toxicity: non-cancer	-0.15	-7.28E+03	-0.03	-2.26E+03	0.43	2.24E+04	0.57	2.29E+04	0.00	-4.91E+01	0.00	-1.96E+01
Land use	-0.01	6.66E-01	-0.03	4.06E+00	-0.01	1.57E+00	-0.06	4.82E+00	-0.02	1.47E+00	-0.02	1.55E+00
Water use	0.35	-3.47E+05	0.25	-3.57E+05	-0.08	8.78E+04	-0.01	1.10E+04	0.00	1.50E+01	-0.26	1.65E+05

Tabel 30. Følsomhedsforhold (SR) og sensitivitetskoefficienter (SC) for energiforbruget under plastgenanvendelsen, Scenario 2. Alle følsomhedsforhold højere end 0,3 eller lavere end -0,3 er farvet gule og anses for at have middel til høj følsomhed

Miljøpåvirkningskategori	EnergyA		EnergyHDPE		EnergyPE		EnergyPETb		EnergyPP		EnergyPS	
	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC
Climate change	0.00	3.45E+05	-0.01	3.57E+05	-0.07	1.92E+06	-0.01	7.51E+05	-0.03	7.56E+05	0.00	1.26E+05
Fine particulate matter formation	0.00	3.67E+02	0.00	3.80E+02	-0.04	2.05E+03	0.00	7.99E+02	-0.02	8.05E+02	0.00	1.34E+02
Terrestrial acidification	0.00	1.12E+03	0.00	1.16E+03	-0.04	6.27E+03	-0.01	2.45E+03	-0.02	2.47E+03	0.00	4.09E+02
Freshwater eutrophication	0.00	1.83E-02	0.00	1.90E-02	0.00	1.02E-01	0.00	3.99E-02	0.00	4.02E-02	0.00	6.67E-03
Marine eutrophication	0.00	1.32E+00	0.00	1.36E+00	0.00	7.34E+00	0.00	2.86E+00	0.00	2.89E+00	0.00	4.79E-01
Mineral resource scarcity	0.00	2.38E+02	0.00	2.47E+02	-0.01	1.33E+03	0.00	5.19E+02	0.00	5.23E+02	0.00	8.68E+01
Fossil resource scarcity	0.00	7.69E+04	0.00	7.95E+04	-0.02	4.29E+05	0.00	1.67E+05	-0.01	1.69E+05	0.00	2.80E+04
Ozone depletion	0.00	9.00E-02	-0.01	9.31E-02	-0.06	5.02E-01	-0.01	1.96E-01	-0.03	1.97E-01	0.00	3.28E-02
Ionizing radiation	0.00	1.22E+04	-0.01	1.26E+04	-0.10	6.79E+04	-0.01	2.65E+04	-0.04	2.67E+04	0.00	4.43E+03
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	0.00	5.62E+02	-0.01	5.81E+02	-0.06	3.13E+03	-0.01	1.22E+03	-0.02	1.23E+03	0.00	2.05E+02
Photochemical oxidant formation: human health	0.00	5.58E+02	-0.01	5.78E+02	-0.06	3.11E+03	-0.01	1.22E+03	-0.03	1.23E+03	0.00	2.03E+02
Terrestrial eco-toxicity	0.00	7.10E+04	0.00	7.35E+04	0.01	3.96E+05	0.00	1.55E+05	0.00	1.56E+05	0.00	2.59E+04
Freshwater eco-toxicity	0.00	1.89E+01	0.00	1.96E+01	-0.03	1.05E+02	0.00	4.11E+01	-0.01	4.14E+01	0.00	6.88E+00
Marine eco-toxicity	0.00	8.27E+01	0.00	8.55E+01	-0.01	4.61E+02	0.00	1.80E+02	0.00	1.81E+02	0.00	3.01E+01
Human toxicity: cancer	0.00	2.67E+02	0.00	2.76E+02	0.00	1.49E+03	0.00	5.80E+02	0.00	5.85E+02	0.00	9.71E+01
Human toxicity: non-cancer	0.00	6.73E+03	0.00	6.96E+03	0.01	3.75E+04	0.00	1.46E+04	0.00	1.48E+04	0.00	2.45E+03
Land use	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00
Water use	0.00	1.22E+06	-0.01	1.26E+06	-0.11	6.81E+06	-0.01	2.66E+06	-0.04	2.68E+06	0.00	4.45E+05

Tabel 31. Følsomhedsforhold (SR) og sensitivitetskoefficienter (SC) for andel af rejekt under plastgenanvendelsen, Scenario 2. Alle følsomhedsforhold højere end 0,3 eller lavere end -0,3 er farvet gule og anses for at have middel til høj følsomhed

Miljøpåvirkningskategori	GenA		GenHDPE		GenPE		GenPETb		GenPP		GenPS	
	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC
Climate change	0.08	-1.83E+04	0.08	-1.75E+04	0.40	-9.31E+04	0.20	-5.46E+04	0.16	-3.69E+04	0.03	-6.66E+03
Fine particulate matter formation	-0.02	6.49E+00	-0.02	7.75E+00	-0.05	2.32E+01	0.02	-1.16E+01	-0.02	1.02E+01	-0.01	2.37E+00
Terrestrial acidification	-0.02	1.82E+01	-0.02	2.23E+01	-0.05	5.99E+01	0.03	-4.83E+01	-0.02	2.74E+01	-0.01	6.62E+00
Freshwater eutrophication	0.00	-3.82E-03	0.00	-3.46E-03	0.01	-2.21E-02	0.00	-5.16E-04	0.84	-2.53E+00	0.00	-1.39E-03
Marine eutrophication	0.00	1.51E-03	0.00	2.39E-03	0.00	-1.03E-03	0.00	2.64E-03	0.00	-1.13E-01	0.00	5.50E-04
Mineral resource scarcity	0.00	3.32E+00	0.00	3.54E+00	-0.01	1.55E+01	0.00	6.58E+00	0.00	6.21E+00	0.00	1.21E+00
Fossil resource scarcity	0.04	-7.94E+03	0.03	-7.14E+03	0.21	-4.63E+04	0.06	-1.54E+04	0.08	-1.77E+04	0.01	-2.89E+03
Ozone depletion	-0.05	2.96E-03	-0.05	3.06E-03	-0.22	1.41E-02	-0.08	6.44E-03	-0.08	5.56E-03	-0.02	1.08E-03
Ionizing radiation	-0.11	6.17E+02	-0.11	6.38E+02	-0.50	2.96E+03	-0.19	1.34E+03	-0.20	1.16E+03	-0.04	2.25E+02
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	0.03	-1.21E+01	0.02	-9.55E+00	0.18	-8.23E+01	0.17	-9.17E+01	0.07	-3.02E+01	0.01	-4.42E+00
Photochemical oxidant formation: human health	0.02	-9.16E+00	0.02	-6.78E+00	0.16	-6.57E+01	0.16	-7.88E+01	0.06	-2.48E+01	0.01	-3.34E+00
Terrestrial eco-toxicity	0.01	2.23E+03	0.01	2.31E+03	0.03	1.08E+04	-0.03	-1.28E+04	0.01	4.25E+03	0.00	8.13E+02
Freshwater eco-toxicity	0.00	-5.85E-02	0.00	-1.19E-02	0.02	-6.51E-01	-0.01	3.66E-01	-0.01	4.30E-01	0.00	-2.13E-02
Marine eco-toxicity	-0.01	1.59E+00	-0.01	1.70E+00	-0.02	7.25E+00	0.02	-5.73E+00	-0.01	3.57E+00	0.00	5.77E-01
Human toxicity: cancer	0.14	-1.44E+03	0.12	-1.34E+03	0.70	-8.03E+03	0.00	-2.47E+01	0.00	8.27E+00	0.05	-5.24E+02
Human toxicity: non-cancer	0.01	1.39E+02	0.01	1.45E+02	0.03	6.64E+02	0.01	3.07E+02	0.01	2.65E+02	0.00	5.07E+01
Land use	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00
Water use	0.00	-1.49E+02	0.00	-1.42E+02	0.00	-8.29E+02	0.00	-7.48E+02	0.00	-5.45E+02	0.00	-5.44E+01

Tabel 32. Følsomhedsforhold (SR) og sensitivitetskoefficienter (SC) for vandforbruget under plastgenanvendelsen, Scenario 2. Alle følsomhedsforhold højere end 0,3 eller lavere end -0,3 er farvet gule og anses for at have middel til høj følsomhed

Miljøpåvirkningskategori	WaterA		WaterHDPE		WaterPE		WaterPETb		WaterPP		WaterPS	
	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC
Climate change	0.00	4.79E+03	0.00	4.96E+03	0.00	2.67E+04	0.00	1.04E+04	0.00	9.26E+02	0.00	1.75E+03
Fine particulate matter formation	0.00	3.38E+00	0.00	3.50E+00	0.00	1.89E+01	0.00	7.36E+00	0.00	4.82E-01	0.00	1.23E+00
Terrestrial acidification	0.00	1.07E+01	0.00	1.11E+01	0.00	5.98E+01	0.00	2.33E+01	0.00	1.60E+00	0.00	3.90E+00
Freshwater eutrophication	0.00	2.18E-03	0.00	2.25E-03	0.00	1.21E-02	0.00	4.74E-03	0.00	3.96E-05	0.00	7.93E-04
Marine eutrophication	0.00	1.60E-01	0.00	1.66E-01	0.00	8.94E-01	0.00	3.49E-01	0.00	7.00E-02	0.00	5.84E-02
Mineral resource scarcity	0.00	1.38E+00	0.00	1.42E+00	0.00	7.67E+00	0.00	2.99E+00	0.00	2.64E-01	0.00	5.01E-01
Fossil resource scarcity	0.00	9.10E+02	0.00	9.42E+02	0.00	5.08E+03	0.00	1.98E+03	0.00	7.27E+01	0.00	3.32E+02
Ozone depletion	0.00	1.91E-03	0.00	1.97E-03	0.00	1.06E-02	0.00	4.15E-03	0.00	4.01E-04	0.00	6.95E-04
Ionizing radiation	0.00	2.90E+02	0.00	3.00E+02	-0.01	1.62E+03	0.00	6.32E+02	0.00	5.33E+00	0.00	1.06E+02
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	0.00	8.69E+00	0.00	8.99E+00	0.00	4.85E+01	0.00	1.89E+01	0.00	1.80E+00	0.00	3.16E+00
Photochemical oxidant formation: human health	0.00	8.64E+00	0.00	8.93E+00	0.00	4.82E+01	0.00	1.88E+01	0.00	1.79E+00	0.00	3.15E+00
Terrestrial eco-toxicity	0.00	6.01E+02	0.00	6.22E+02	0.00	3.35E+03	0.00	1.31E+03	0.00	4.55E+01	0.00	2.19E+02
Freshwater eco-toxicity	0.00	5.70E-01	0.00	5.90E-01	0.00	3.18E+00	0.00	1.24E+00	0.00	2.18E-01	0.00	2.08E-01
Marine eco-toxicity	0.00	1.45E+00	0.00	1.49E+00	0.00	8.06E+00	0.00	3.15E+00	0.00	3.15E-01	0.00	5.26E-01
Human toxicity: cancer	0.00	7.72E+00	0.00	7.99E+00	0.00	4.31E+01	0.00	1.68E+01	0.00	3.39E+00	0.00	2.81E+00
Human toxicity: non-cancer	0.00	5.06E+01	0.00	5.24E+01	0.00	2.82E+02	0.00	1.10E+02	0.00	3.15E+00	0.00	1.84E+01
Land use	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00
Water use	0.00	7.36E+02	0.00	7.61E+02	0.00	4.10E+03	0.00	1.60E+03	0.00	1.59E+03	0.00	2.68E+02

Tabel 33. Følsomhedsforhold (SR) og sensitivitetskoefficienter (SC) for energiforbruget, andel af rejekt og substitution niveau under metal- og aluminiumgenanvendelsen, Scenario 2. Alle følsomhedsforhold højere end 0,3 eller lavere end -0,3 er farvet gule og anses for at have middel til høj følsomhed

Miljøpåvirkningskategori	EnergyAlu		EnergyMetal		GenAlu		GenMetal		SubAlu		SubMetal	
	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC	SR	SC
Climate change	0.00	7.43E+04	-0.01	7.43E+04	0.41	-1.81E+04	0.11	-5.46E+03	0.41	1.68E+06	0.11	4.57E+05
Fine particulate matter formation	0.00	7.91E+01	0.00	7.91E+01	0.11	-2.76E+01	0.01	-1.99E+00	0.11	2.56E+03	0.01	1.66E+02
Terrestrial acidification	0.00	2.42E+02	0.00	2.42E+02	0.10	-7.68E+01	0.01	-6.68E+00	0.10	7.14E+03	0.01	5.56E+02
Freshwater eutrophication	0.00	3.95E-03	0.00	3.95E-03	0.00	-2.39E-03	0.00	-5.56E-05	0.00	2.22E-01	0.00	4.31E-03
Marine eutrophication	0.00	2.84E-01	0.00	2.84E-01	0.00	-5.65E-02	0.00	-1.07E-02	0.00	4.38E+00	0.00	1.11E-01
Mineral resource scarcity	0.00	5.14E+01	0.00	5.14E+01	0.02	-8.28E+00	0.26	-1.58E+02	0.01	7.57E+02	0.26	1.33E+04
Fossil resource scarcity	0.00	1.66E+04	0.00	1.66E+04	0.02	-3.87E+03	0.00	-5.46E+02	0.02	3.59E+05	0.00	4.54E+04
Ozone depletion	0.00	1.94E-02	0.00	1.94E-02	0.06	-3.42E-03	0.01	-7.56E-04	0.06	3.18E-01	0.01	6.33E-02
Ionizing radiation	0.00	2.62E+03	0.00	2.62E+03	0.09	-4.10E+02	0.00	-7.93E-01	0.09	3.81E+04	0.00	4.24E+01
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	0.00	1.21E+02	0.00	1.21E+02	0.14	-2.60E+01	0.02	-4.91E+00	0.14	2.41E+03	0.02	4.05E+02
Photochemical oxidant formation: human health	0.00	1.20E+02	0.00	1.20E+02	0.18	-2.58E+01	0.03	-4.89E+00	0.18	2.39E+03	0.03	4.03E+02
Terrestrial eco-toxicity	0.00	1.53E+04	0.00	1.53E+04	-0.02	-3.68E+03	0.00	-4.01E+02	-0.02	3.42E+05	0.00	3.36E+04
Freshwater eco-toxicity	0.00	4.07E+00	0.00	4.07E+00	0.04	-8.98E-01	0.00	-1.13E-01	0.04	7.65E+01	0.00	3.16E+00
Marine eco-toxicity	0.00	1.78E+01	0.00	1.78E+01	0.01	-5.88E+00	0.00	-3.57E-01	0.01	5.42E+02	0.00	2.58E+01
Human toxicity: cancer	0.00	5.75E+01	0.00	5.75E+01	0.00	-1.59E+01	0.00	-1.22E+00	0.00	1.45E+03	0.00	8.14E+01
Human toxicity: non-cancer	0.00	1.45E+03	0.00	1.45E+03	-0.04	-2.66E+02	0.00	-2.36E+01	-0.04	2.45E+04	0.00	1.80E+03
Land use	0.00	0.00E+00	0.00	0.00E+00	0.00	-8.76E-02	0.00	-1.73E-08	0.00	8.14E+00	0.00	1.45E-06
Water use	0.00	2.63E+05	0.00	2.63E+05	0.09	-4.10E+04	0.00	-7.15E+01	0.09	3.81E+06	0.00	6.00E+03

8.2.8 Monte Carlo simulering

Tabel 34. Gennemsnitlige resultater og standardafvigelser for alle påvirkningskategorier efter en Monte Carlo-simulering, der foretager 10 tusinde iterationer, tester parametrene for vand, energiforbrug og effektiviteten af plastgenanvendelse til Scenario 2.

Miljøpåvirkningskategori	Enhed	Average	Class range	Standard deviation
Climate change	kg CO2-eq	-18.970.000	-226.886	935.548
Fine particulate matter formation	kg PM2.5-eq	-39.050	-73	290
Terrestrial acidification	kg SO2-eq	-117.700	-206	847
Freshwater eutrophication	kg P-eq	-250	-6	20
Marine eutrophication	kg N-eq	-8.757	0	1
Mineral resource scarcity	kg Cu-eq	-152.700	-48	185
Fossil resource scarcity	kg oil-eq	-19.140.000	-104.312	427.877
Ozone depletion	kg CFC-11-eq	-6	0	0
Ionizing radiation	kBq Co-60-eq	-593.600	-7.191	29.009
Photochemical oxidant formation: ecosystem quality	kg NOx-eq	-39.360	-244	989
Photochemical oxidant formation: human health	kg NOx-eq	-35.180	-206	828
Terrestrial eco-toxicity	kg 1,4-DCB-eq	30.880.000	-33.232	134.179
Freshwater eco-toxicity	kg 1,4-DCB-eq	-2.949	-3	11
Marine eco-toxicity	kg 1,4-DCB-eq	-28.860	-21	87
Human toxicity: cancer	kg 1,4-DCB	-927.400	-16.739	67.407
Human toxicity: non-cancer	kg 1,4-DCB	2.298.000	-1.821	7.127
Water use	m3 water consumed	-45.300.000	-152.320	565.336