



Eftersortering af restaffald

Miljø- og samfundsøkonomisk
analyse

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktører:

Tomas Sander Poulsen, Provice,

Thomas Løvholt, Provice,

Martin Enevoldsen, Nextpuzzle

Carsten Jørgensen, Nextpuzzle

Poul Juul Hansen, Konsulent

Grafik: Provice, Nextpuzzle

ISBN: 978-87-7564-081-2

Indhold

1.	Sammenfatning	6
1.1	Formål	6
1.2	Teknologiscreening	6
1.3	Kortlægning af potentiale i restaffaldet	6
1.4	Effekt på nationale genanvendelsesmål	7
1.5	Miljøeffekter af eftersortering på national skala	8
1.6	Økonomiske effekter af eftersortering på national skala	9
1.7	Perspektivering	10
2.	Introduktion	11
2.1	Baggrund	11
2.1.1	Projektets formål	11
2.1.2	Afgrænsning	12
2.1.3	Projektgruppe	12
2.1.4	Liste over anvendte begreber	13
3.	Teknologier til sortering af restaffald	14
3.1	Metode	14
3.1.1	Data til analyse og spørgeramme	14
3.2	Teknologier og processtrin i eftersorteringsanlæg	16
3.2.1	Anlægsdesign	16
3.3	Eftersorteringsanlæg i EU og Norden	18
3.4	De undersøgte eftersorteringsanlæg: 5 cases	19
3.4.1	BRISTA Eftersorteringsanlæg, Arlanda, Sverige	19
3.4.2	Resursutvinning Stockholm, Högdalen, Sverige	21
3.4.3	ROAF Eftersorteringsanlæg, Skedsmo, Norge	23
3.4.4	IVAR IKS eftersorteringsanlæg, Forusbeen, Norge	26
3.4.5	Omrin, Heerenveen i Holland	28
3.5	Referenceanlæg til eftersortering	29
4.	Affaldskortlægning af mængder og sammensætning af restaffald fra husholdningsaffald	32
4.1	Kategorisering af affald fra husholdninger	32
4.2	Metode til affaldskortlægning af restaffald	33
4.3	Beregning af nationale mængder af restaffald	33
4.3.1	Affaldskortlægning	34
4.3.2	Fremskrivning for restaffald fra husholdninger	34
4.4	Metode til vurdering af sammensætning i restaffald	35
4.4.1	Massebalanceberegning for sammensætning af restaffald	36
4.4.2	Husstandes affaldsmængder pr. fraktion (potentiale)	36
4.4.3	Teoretisk potentiale for husholdningslignende erhvervsaffald	37
4.4.4	Potentialer af alle affaldsfraktioner i restaffaldet	38
4.4.5	Potentiale af fraktioner i restaffaldet til reel genanvendelse	39
4.5	Sammensætning og kvalitet af fraktioner i restaffaldet	40
4.6	Sammenfatning	41
4.7	Scenarie for etablering af 8 eftersorteringsanlæg	42

5.	Vurdering af reel genanvendelse	44
5.1	Sammenhæng mellem restaffald input og materialer til udsortering	44
5.2	Materialer og kvaliteter til reel genanvendelse	45
5.2.1	Plastmix	45
5.2.2	Mad- og drikkekartoner (MDK)	46
5.2.3	Metal	46
5.2.4	Farligt affald	46
5.3	Erfaringer med sorteringsgrad	47
5.4	Producentansvar og eftersorteringsanlæg	48
5.4.1	EPR Holland	48
5.4.2	EPR Sverige	49
5.4.3	EPR Norge	49
5.5	Fraktioner til reel genanvendelse	49
5.6	Afsætningsmuligheder og markedsudvikling	50
6.	Miljøeffekter ved eftersortering af restaffald	51
6.1	Metode til beregning af miljøeffekter ved eftersortering	51
6.1.1	Afgrænsning	51
6.1.2	Forudsætninger for miljøeffektberegning	51
6.1.3	Antagelser	53
6.1.4	Systembeskrivelse	53
6.1.5	Klimafaktorer til CO ₂ beregning	55
6.2	Resultat af beregning af miljøeffekter	55
6.2.1	Miljøeffekt ift. CO ₂	55
6.2.2	Følsomhedsvurdering	57
6.2.3	Kvalitative miljøeffekter	57
7.	Samfunds- og erhvervs- økonomiske effekter	59
7.1	Tilgang til økonomisk analyse af eftersorteringsanlæg ift. nulscaenariet	59
7.2	Samfundsøkonomisk vurdering af eftersorteringsanlæg	60
7.2.1	Samfundsøkonomisk effekt af ekstra affaldstransport til eftersorteringsanlæg	61
7.2.2	Samfundsøkonomisk effekt af anlæg og drift af eftersorteringsanlæg	63
7.2.3	Samfundsøkonomisk effekt af videre behandling og afsætning	66
7.2.4	Samfundsøkonomisk effekt af eftersortering og behandling	68
7.2.5	Afledt samfundsøkonomisk effekt på forbrænding	68
7.2.6	Samfundsøkonomisk værdi af CO ₂ -besparelser	70
7.2.7	Samfundsøkonomisk værdi af ESA-scenariet ift. nulscaenariet	70
7.2.8	Omkostningerne ved at bidrage til EU's genanvendelsesmål	71
7.3	Gate fees for eftersorteringsanlæg	72
8.	Samlet vurdering	73
8.1	Effekt på nationale genanvendelsesmål	73
8.2	Miljøeffekt	73
8.3	Samfundsøkonomisk effekt	74
8.4	Perspektivering	76
9.	Referencer	77
	Appendix 1. Identificerede sorteringsanlæg i EU og Norden	79
	Appendix 2. Mertransport i ESA-scenariet	81
	Metode til opgørelse af mertransport af restaffald ved ESA-scenariet sammenlignet med nulscaenariet	81

Appendix 3. Nyt forbrændingsanlæg	85
Metode til opgørelse af nettoomkostningerne ved anlæg og drift af ny forbrændingskapacitet på 90.000 tons	85
Appendix 4. Afgiftsprofilen ved varierende plastindhold	86

1. Sammenfatning

1.1 Formål

Projektets formål er at analysere om det, ud fra et miljøperspektiv og samfundsøkonomisk perspektiv, er fordelagtigt at implementere eftersorteringsanlæg til behandling af den totale mængde restaffald fra husholdninger i Danmark. Det er ikke en del af formålet at vurdere de miljø- og samfundsøkonomiske effekter ved eventuelle ændringer i kildesortering af affaldet, hvis eftersorteringsanlæg introduceres som en del af værdikæden til behandling af affald fra husholdninger.

Projektet er afgrænset til alene at analysere på effekter relateret til restaffald fra husholdninger og omhandler ikke effekter i forhold til andet indsamlet affald, f.eks. restaffald fra erhvervsaffald eller eftersortering af kildesorteret fraktioner, f.eks. plast eller MDK.

1.2 Teknologiscreening

For at kunne vurdere miljø og samfundsøkonomiske konsekvenser ved at introducere eftersorteringsanlæg til udsortering af materialer til genanvendelse fra restaffald fra husholdninger efter kildesortering, har projektet indsamlet data og erfaringer fra udenlandske eftersorteringsanlæg til behandling af restaffald fra husholdninger. Teknologivurderingen af de eksisterende driftserfaringer samt data fra teknologileverandører er anvendt til at definere projektets modelanlæg til beregning af de miljø- og samfundsøkonomiske effekter. Teknologiscreeningen er sammenfattet i kapitel 3. På baggrund af den indledende teknologiscreening er der udvalgt 5 case-anlæg som er analyseret nærmere gennem data fra semistrukturerede interviews:

- BRISTA (Sverige)
- Høgda (Sverige)
- IVAR (Norge)
- ROAF (Norge)
- Omrin (Holland)

Det vurderes at disse anlæg giver projektet det bedste erfaringsgrundlag i forhold til drift, økonomi og sorteringseffektivitet mv., som kan overføres til danske forhold, da landenes infrastruktur på affaldsområdet er forholdsvis sammenlignelig med danske forhold.

1.3 Kortlægning af potentiale i restaffaldet

De aktuelle driftserfaringer fra eksisterende anlæg er, at det først og fremmest er plast og magnetisk/ikke magnetisk jern og metal samt mad- og drikkekartoner, der udsorteres og genanvendes. Det samlede potentiale af fraktioner til reel genanvendelse opgøres derfor til plast, metaller samt mad- og drikkekartoner. Organisk affald, pap- og papir, glas og tekstiler medtages ikke i potentialeopgørelsen til reel genanvendelse, da der ikke er praksis for afsætning af disse fraktioner til reel genanvendelse.

I nedenstående tabel 1 er opgjort de beregnede potentielle mængder i det tilførte kildesorteret restaffald, som kan udsorteres som target-materiale med henblik på reel genanvendelse.

Tabel 1 Potentiale af target fraktioner i restaffald, som kan udsorteres (tons pr. år, 2024)

Fraktion	Mængde (ton)
Plast	73.652
Mad- og drikkekartoner	19.655
Jern og metal	18.051
Total mængde (ton pr. år)	111.358

Det estimeres, at det nationale potentiale for fraktioner, som kan afsættes til genanvendelse fra det kildesorterede restaffald i Danmark, var 111.358 tons i 2024.

1.4 Effekt på nationale genanvendelsesmål

Effekten ved national eftersortering af restaffald er samlet set at den reelle genanvendelse af fraktioner fra husholdninger øges med 70.904 tons årligt, når der er taget højde for sorterings-effektivitet og renhedsgrad for target-materiale. Det svarer til en øget genanvendelse på 9,6 pct. af restaffaldet og 4,8 pct. af alt indsamlet husholdningsaffald.

De specifikke target-fraktioner i restaffaldet, som udsorteres til reel genanvendelse, omfatter plast, metal og MDK. I tabellen nedenfor sammenfattes effekten pr. target-fraktion.

Tabel 2 Effekt på reel genanvendelse ved eftersortering af restaffald (tons pr. år)

Fraktioner	Total indsamlet husholdningsaffald	Kildesorteret materiale til reel genanvendelse	Udsorterede fraktioner fra restaffald fra eftersorteringsanlæg	Udsorterede fraktioner fra restaffald (korrigeret for renhed)
H01 Ikke sorteringseget restaffald	740.569			
H02 Organisk affald	312.711	265.804		
H05 + H09 Papir	109.941	106.642		
H06 + H10 Pap	102.805	99.721		
H11 Emballageglas	95.862	92.027		-
H13 Emballageplast	74.453	34.248	47.874	45.480
H18 Drikkekartoner	13.334	9.601	12.003	10.803
H12 + H19 Jern og metal	25.608	22.279	16.246	14.621
H39 Tekstilaffald	3.678	2.759		
Total mængde	1.478.960	633.081	76.123	70.904

Den totale mængde husholdningsaffald til reel genanvendelse øges fra 633.081 tons til 703.986 tons.

Eftersortering af restaffald i national skala, kan dermed øge den samlede nationale genanvendelsesprocent med ca. 5 procentpoint.

1.5 Miljøeffekter af eftersortering på national skala

Eftersortering af indsamlet restaffald fra husholdninger i national skala, bidrager samlet set med en CO₂ reduktion pr. ton restaffald til eftersortering på 31,9 kg CO₂ pr. ton restaffald.

I nedenstående tabel fremgår de forskellige bidrag fra undgået forbrænding, reel genanvendelse, drift af eftersorteringsanlæg, samt øget transport tillæg.

Tabel 3 CO₂-effekt og procentvis fordeling pr. ton behandlet restaffald

Type	kg CO ₂ /ton restaffald	Procentvis fordeling
Plast	-17,4	54,7%
Metal	-39,3	123,2%
Mad- og drikkekartoner	6,4	-20,2%
Undgået forbrænding	-4,3	13,6%
Forbrug ved eftersorteringsanlæg	20,0	-62,6%
Transporttillæg	2,7	-8,6%
Total klimaeffekt	-31,9	100%

De kilder der bidrager mest til det samlede resultatet er a) genanvendelse af metal (123,2 pct.), b) drift af eftersorteringsanlæg i form af vand og energi (-62,6 pct.) og c) genanvendelse af plast (54,7 pct.). Effekten ved undgået forbrænding og øget transport har ikke nogen større indflydelse på det samlede resultat pr. ton.

Den samlede miljøeffekt ved at introducere eftersortering i Danmark er sammenfattet i nedenstående tabel.

Tabel 4 Total estimeret national CO₂-effekt (ton CO₂) pr. type fraktion og aktivitet

Type	Positivt bidrag (ton CO ₂)	Negativt bidrag (ton CO ₂)
Plast		-12.916
Metal		-29.107
Mad- og drikkekartoner	4.764	
Undgået forbrænding		-3.208
Forbrug ved eftersorteringsanlæg	14.801	
Transporttillæg	2.032	
Brutto SUM	21.597	-45.231
Netto SUM		-23.634

Den samlede totale CO₂-effekt ved national skalering af eftersortering af restaffald fra husholdninger estimeres til -23.634 ton CO₂.

Data fra de nordiske case-anlæg viser, at en ikke ubetydelig mængde batterier, WEEE og andet farligt affald udgår med restaffald fra husholdninger. På baggrund af plukanalyser fra forskellige anlæg, kan der anlægges en konservativ antagelse om, at ca. 0,5 pct. af udsorteret fraktioner fra eftersortering er farligt affald. Det vil svare til at 3.700 tons farligt affald på nationalt niveau, som kan udsorteres fra restaffaldet. Heraf er en større andel WEEE. Der blev i 2024 indsamlet 1.575 tons kildesorteret farligt affald (inkl. batterier) med henteordninger i Danmark. Eftersortering af restaffaldet har potentiale til at øge indsamlingen af farligt affald fra husholdninger, inkl. WEEE med ca. 235 pct.

1.6 Økonomiske effekter af eftersortering på national skala

Det samlede resultat af den samfundsøkonomiske analyse er, at der er en betydelig samfundsøkonomisk nettoomkostning på ca. 681 mio. kr. pr. år (i 2026-priser) ved at indføre scenariet med eftersorteringsanlæg på national skala sammenlignet med, at forudsætte med nulscenariet uden disse eftersorteringsanlæg. Det svarer til en samfundsøkonomisk omkostning på 920 kr./ton restaffald som input til eftersortering. Dette er ekstraomkostningen udover, hvad det allerede koster at håndtere affaldet i nulscenariet.

Tabel 5 Samfundsøkonomisk nettonutidsværdi af ESA-scenarie ift. nulscenarie – nationalt niveau

	Eftersorteret (ton)	NPV faktorpriser pr. år.	NPV køberpriser pr. år.	NPV faktorpriser (kr./ton)	NPV køberpriser (kr./ton)
Ekstra affaldstransport	740.000	-23.659.580	29.654.936	-32	-40
Anlægsinvestering i ESA (CAPEX)	740.000	-185.228.037	-237.091.887	-250	-320
Driftsomkostninger til ESA (OPEX 1)	740.000	-246.900.000	-316.032.000	-334	-427
Nettoomkostninger til videre behandling og salg af output (OPEX 2)	740.000	-118.444.160	-151.608.525	-160	-205
Sparet forbrændingskapacitet	740.000	29.686.800	37.999.104	40	51
Miljøgevinster fra sparet CO ₂ -udslip	740.000	12.266.046	15.700.539	17	21
Totalt samfundsøkonomisk nettonutidsværdi		-532.278.931	-680.687.705	-719	-920

I relation til EU's genanvendelsesmål er der særlig fokus på øget genanvendelse af plast fra husholdninger. Det vil have en samfundsøkonomisk omkostning på 8.951 kr./ton udsorteret og afsat plastmix i det undersøgte scenarie, hvor alt restaffald fra husholdninger i Danmark behandles på eftersorteringsanlæg.

I alt vil der kunne udsorteres knap 48.000 tons plastmix af god kvalitet fra de skitserede anlæg, svarende til ca. 63 pct. af de udsorterede materialer (resten af de udsorterede materialer udgøres af drikkekartoner og metaller). De 8.951 kr./ton er opgjort ud fra, at plast tilsvarende bærer 63 pct. af den samfundsøkonomiske byrde ved eftersortering, og de øvrige udsorterede materialer bærer resten af omkostningerne.

Af ovenstående følger, at hvis der ikke findes andre og billigere tiltag, der tilsammen kan realisere EU-målsætningen for øget genanvendelse af plast fra husholdningerne – og denne målsætning fastholdes – kan det muligvis alligevel være samfundsøkonomisk optimalt helt eller delvis at gennemføre scenariet, selvom den samlede nettonutidsværdi er negativ.

Gate fees og finansiering

For kommunerne vil etableringen og driften af eftersorteringsanlæg have den konsekvens, at de vil skulle betale et estimeret gate fee på 1.224 kr./ton for behandling af al deres restaffald. Til gengæld slipper kommunerne for at skulle betale forbrændingstaksten for restaffald, som – for så vidt angår det restaffald, der stadig skal videre til forbrænding efter sortering – er inkluderet i taksten på de 1.224 kr./ton fra eftersorteringsanlægget.

Med den nuværende typiske forbrændingstakst på 500-700 kr./ton inkl. afgifter (600 kr./ton i middelværdi), betyder det, at kommunerne får en merudgift på 624 kr./ton restaffald for eftersortering.

Dermed bliver den kommunale merudgift for genanvendelse af plast 6.058 kr./ton udsorteret og afsat plastmix

Dette er lavere end den samfundsøkonomiske omkostning på 8.951 kr./ton udsorteret og afsat plastmix

Grunden til, at de kommunale merudgifter til udsortering og afsætning af materialer til genanvendelse er lavere end de samfundsøkonomiske omkostninger, er først og fremmest afgiftsbesparelserne på forbrænding, som ikke tæller med i de samfundsøkonomiske opgørelser, fordi der er tale om overførsler. Staten er således med til at betale en del af de 8.951 kr./ton, som (i modsætning til de 6.058 kr./ton) er den reelle samfundsøkonomiske omkostning ved at udsortere og afsætte materialerne til genanvendelse

I de andre lande vi har undersøgt, finansieres en betydelig del af merudgifterne til eftersortering af husholdningsaffaldet af producenterne (det gælder især i Norge og Holland, og i mindre grad i Sverige). Det sker i henhold til reguleringsmæssige bestemmelser om producentsansvaret, og indebærer i forlængelse heraf specifikke forhandlinger om den omkostningsægte pris for eftersortering og den nærmere byrdefordeling mellem parterne indenfor rammerne af de gældende regler. Hvis der indføres lignende regler i Danmark, vil en del af den kommunale udgiftsbyrde blive overvæltet på producenterne. I modsat fald vil finansieringen af meromkostningerne til eftersortering skulle realiseres via betydelige stigninger i de kommunale affaldsgebyrer for husholdningerne.

1.7 Perspektivering

Eftersortering af restaffald i national skala vil have en effekt på de nationale genanvendelsesmål for genanvendelse af husholdningsaffaldet på ca. 5 procentpoint. For plast og MDK vurderes det, at potentialet for indsamling til reel genanvendelse er større end for de kildesorterede mængder, hvilket viser at eftersortering af restaffald er et godt supplement til kildesortering.

Scenariet for eftersortering af restaffald med henblik på øget genanvendelse giver endvidere en positiv klimateffekt på knap 24.000 tons sparede CO₂-ækvivalenter, om end CO₂-besparelsen relativt set er begrænset, set ud fra livscyklusperspektiv på de samlede klimabelastninger ved affaldshåndteringen.

Ud over de umiddelbart positive effekter i forhold til genanvendelse og klimabelastning, skal der fremhæves et stort potentiale for indsamling af især EE og batterier, som er fejlsorteret og bortskaffet med husholdningsaffaldet, og som via eftersorteringen vil kunne omdirigeres fra almindelig forbrænding til korrekt håndtering som farligt affald.

Desuden er der potentialer i forhold at sortere andre target-fraktioner, herunder organisk affald til bioforgasning (madaffald, vådt pap og papir og lignende organisk affald) med gasproduktion for øje. Den afgassede biomasse kan dog ikke afsættes til jordbrugsformål. Der pågår forskning og test-forsøg på anlæg og hos teknologileverandører med genanvendelse af fines (mindre fraktioner der frasorteres ved grovsortering) som eventuelt kan øge den effektive sorteringseffektivitet af især plast og der arbejdes også med test og udvikling i forhold til at kunne udsortere og anvende mere pap og papir til reel genanvendelse. Hvis teknologiudviklingen får succes med bedre sortering og oparbejdning af disse fraktioner, er der et yderligere genanvendelsespotentiale.

2. Introduktion

2.1 Baggrund

Erfaringer fra danske kommuner samt Norge og Sverige tyder på, at kildesortering ikke alene kan indfri de ambitiøse mål fra EU om bl.a. 55% materialegenanvendelse af emballageplast i 2030, eller den nationale klimaplanens mål om udsortering af 80% plast fra forbrændingen i 2030.

Eftersortering af restaffald kan være et bud på en løsningsmodel til at nå genanvendelsesmålene for især plastemballage. Eftersortering af kildesorteret restaffald er introduceret i flere andre lande, bl.a. i Norge og Sverige og Holland.

Eftersorteringsanlægs effektivitet i forhold til udsortering af fraktioner til efterfølgende genanvendelse er defineret af anlæggets konkrete tekniske opsætning og sammensætning af affald i det inputmateriale, som tilføres eftersorteringsanlægget.

De praktiske erfaringer, som eksisterer fra eftersorteringsanlæg i andre lande, kan ikke direkte overføres til danske forhold, idet sammensætningen af tilført restaffald er en anden. I Danmark er der introduceret kildesortering i 10 fraktioner, bl.a. i madaffald, plast, metal og mad- og drikkekartoner (MDK), hvilket ikke er situationen i de lande, som har eftersortering af restaffaldet i dag. Her er der kildesortering på en række fraktioner, dog er især plast-fraktionen i en række af kommunerne, noget som går med restaffaldet. Ved vurdering af teknologier til eftersortering af restaffald, som en mulig teknologi til at øge genanvendelsen i Danmark, er det således centralt, at analyser af udenlandske anlægs-effektivitet, kvaliteter af output/input og performance-data vurderes ud fra, at restaffaldet i Danmark har en anden affaldssammensætning end restaffald i de andre lande. I Danmark vil der f.eks. forekomme mindre plast og pap/papir end f.eks. restaffald i Norge. I Norge er der til gengæld en højere andel af madaffald, fordi det i forskellige kommunale indsamlingsordninger indsamles som en del af restaffaldet, men i særskilte grønne poser.

2.1.1 Projektets formål

Projektets formål er at analysere om det, ud fra et miljøperspektiv og samfundsøkonomisk perspektiv, er fordelagtigt at implementere eftersorteringsanlæg til behandling af den totale mængde restaffald fra husholdninger i Danmark. Det er ikke en del af formålet at vurdere de miljø- og samfundsøkonomiske effekter ved eventuelle ændringer i kildesortering af affaldet, hvis eftersorteringsanlæg introduceres som en del af værdikæden til behandling af affald fra husholdninger.

For at belyse dette har projektet indsamlet data og vurderet relevante internationale erfaringer med eftersorteringsanlæg til behandling af restaffald. Fokus har været at kvantificere nøgletal relateret til sammensætning af restaffald (input), sorteringseffektivitet (yield), renhedsgrader (kvalitet af materiale til genanvendelse målt som mængde urenheder af andet materiale), driftsøkonomi, erfaringer med afsætningsmuligheder samt beregne de budgetøkonomiske konsekvenser på samfundsniveau ved at introducere eftersorteringsanlæg i national skala.

Analysen er en videreudvikling af tidligere analyser om sorteringsanlæg og skal bidrage til at understøtte Miljøstyrelsen i udvikling af den nationale cirkulære affaldsstrategi.

2.1.2 Afgrænsning

Projektet er klart afgrænset til alene at analysere på effekter relateret til restaffald fra husholdninger og omhandler ikke effekter i forhold til andet indsamlet affald, f.eks. restaffald fra erhvervsaffald eller eftersortering af kildesorteret fraktioner, f.eks. plast eller MDK.

2.1.3 Projektgruppe

Projektet er udført af Provice (projektledelse), Nextpuzzle og Poul Juul Hansen i efteråret 2025. Projektgruppens sammensætning har bestået af følgende personer:

- Tomas Sander Poulsen (projektleder), Provice
- Thomas Løvholt, Provice
- Martin Enevoldsen, Nextpuzzle
- Carsten Jørgensen, Nextpuzzle
- Poul Juul Hansen, Konsulent
- Henning Jørgensen, Miljøstyrelsen
- Inge Lisbeth Werther, Miljøstyrelsen

2.1.4 Liste over anvendte begreber

I nedenstående tabel er en oversigt over de mest anvendte tekniske begreber.

Tabel 6 Anvendte tekniske begreber

Tekniske begreber	Beskrivelse
Input	Affald/materiale, som tilføres eftersorteringsanlæg
Effektiv sorteringsgrad	Den effektive sorteringsgrad er en beregnet værdi for hvor meget udsorteret materiale, f.eks. plast, som kan forventes af den samlede tilførte mængde input restaffald med den sammensætning restaffaldet forventes af have
ESA - eftersorteringsanlæg	Eftersorteringsanlæg til sortering af restaffald fra husholdninger. Når projektet omtaler sorteringsanlæg, er det alene teknologier til dette og ikke andre typer af sorteringsanlæg
Kapacitet	Anlægskapacitet – hvor meget affald (i tons), der forventes behandles årligt eller pr. time. Den årlige kapacitet vil være afhængig af anlægget drift i forhold til holdskift og antal arbejdsdage pr. uge
Kildesorteret husholdningsaffald	Affald som kildesorteres af husholdningen til genanvendelse. Øvrigt affald, der ikke vurderes egnet til kildesortering går i restaffald
Kvalitet	Kvalitet anvendes ofte om kvaliteten af materiale til genanvendelse i en kildesorteret eller udsorteret fraktion
Massebalance	Massebalancer anvendes til at vurdere et anlægs sorteringsgrad. Ofte udarbejdes massebalancer som en kombination af affaldsanalyser af input og forventede performancegarantier og renhedsgrader for udsorterede fraktioner
NIR	Near Infrared (NIR) er en scanner med infrarødt lys, der programmeres til at analysere bestemte materialesammensætninger
Output	Materiale/fraktioner som udsorteres fra sorteringsanlæg
Performance garanti	Minimumsniveau (i %) for sorteringseffektivitet af et konkret materiale, f.eks. PP plast, som passerer NIR. Performance krav er en specifikation til leverandør af udstyr/anlæg, som deres anlæg skal kunne opfylde. Performancekrav efterprøves inden anlægget kan overdrages til drift
Plukanalyse	En analyse af sammensætningen i en given affaldsprøve af restaffald (input) eller udsorteret fraktion (output). Plukanalyse er et øjebliksbillede og ikke repræsentativt som gennemsnit set over f.eks. et år og det samlede opland, men plukanalyser er den bedste empiri for indhold af fraktioner i affaldet
Renhedsgrad	Minimumsniveau (i%) for renhed i udsorteret materiale, f.eks. plast. En renhedsgrad på 90% definerer, at der er en max. andel af andet materiale (ikke plast) på 10%. Potentialet for reel genanvendelse baseres på renhedsgraden
Reel genanvendelse	Reel genanvendelse er den konkrete mængde (vægt eller procent) som efter oparbejdning, kan indgå som genanvendt råvare i nye produkter
Restaffald	Restaffald er det affald der indsamles fra husholdninger som ikke er kildesorteret. Restaffaldet består af ikke genanvendelige fraktioner og fejlsorteret affald
Yield	Forventet beregnet, eller aktuelt udbytte i form af udsorteret fraktion til videre genanvendelse. Yield bruges primært i forhold til plast og metal

3. Teknologier til sortering af restaffald

For at kunne vurdere miljø og samfundsøkonomiske konsekvenser ved at introducere eftersorteringsanlæg til udsortering af materialer til genanvendelse fra restaffald fra husholdninger efter kildesortering, har projektet indsamlet data og erfaringer fra udenlandske eftersorteringsanlæg til behandling af restaffald fra husholdninger. Erfaringer fra denne analyse sammenfattes i dette kapitel. Teknologivurderingen af de eksisterende driftserfaringer samt data fra teknologileverandører bruges til at definere projektets modelanlæg til beregning af de miljø- og samfundsøkonomiske effekter.

Kapitlet belyser de grundlæggende principper i teknologierne bag eftersorteringsanlæg og erfaringer med mekanisk sortering af restaffald set i forhold til hvad der efter danske forhold vil være et relevant anlægsdesign, hvor der tages højde for det gældende indsamlingssystem med kildesortering i 10 fraktioner, den affaldssammensætning af restaffald som forventes tilført samt forventet effektiv sorteringsgrad og renhedsgrad af udsorterede materialer i forhold til driften af anlæggene.

3.1 Metode

Der er indledningsvist foretaget et litteraturstudie vedr. sorteringsanlæg til behandling af restaffald og en screening af eksisterende (efter)sorteringsanlæg i EU og Norden, hvor lokationer, kapacitet, behandlet affald mv. er identificeret. Denne screening er foretaget for at sikre overblik over udbredelse og anvendelse af anlæg samt at udvælge en række case-anlæg til nærmere analyse.

Efterfølgende er der udvalgt 5 specifikke anlæg (fra Norge, Sverige og Holland) for et nærmere studie herunder dataindsamling af nøgletal som grundlag for den miljø- og samfundsøkonomiske vurdering. Disse analyser er baseret på interviews med de driftsansvarlige for anlæggene (typisk fabrikschef og direktør) samt indsamling af nøgletal og driftsanalyser til at bestemme anlæggenes aktuelle performance.

Som supplement til dette grundlag er de foreløbige danske erfaringer og viden fra henholdsvis ARC og ProcesFyn også belyst. ARC er aktuelt ved at opføre et eftersorteringsanlæg til sortering af restaffald fra husholdninger som forventes taget i drift sommeren 2026, og ProcesFyn har i 2019 udarbejdet et skitseprojekt med detailplaner for et eftersorteringsanlæg til behandling af indsamlet restaffald fra de fynske kommuner.

Herudover har projektet interviewet teknologileverandøren Tomra og virksomheden Mepex, som rådgiver indenfor projektering og driftsrådgivning til eftersorteringsanlæg. Samlet er disse erfaringer benyttet som de primære kilder til at kvalificere et referenceanlæg til behandling af indsamlet restaffald fra husholdninger i Danmark.

3.1.1 Data til analyse og spørgeramme

Analysen af anlægscases har taget udgangspunkt i en spørgeramme for interviews og site-visits, hvor følgende forhold er afdækket:

- Sammenhæng mellem inputmateriale og udsorterede fraktioner set i lyset af anlæggets opbygning og den faktiske sammensætning af tilført input.
- Økonomi for anlægget. Dels anlægsinvesteringer til teknologier, dels driftsudgifter til forbrug, personale, vedligehold etc.

- Mulige udfordringer med anlægsdesignet, som kan medtages i en anbefaling vedr. skitse til et anlægsdesign med tilhørende forventelig udsorteringsgrad fordelt på materialer
- Massebalancer i form af plukanalyser af input og output, som repræsenterer øjebliksbilleder på input og output (en central kilde til bestemmelse af sorteringseffektivitet)

Spørgeramme

Dataindsamlingen er gennemført via semistrukturerede interviews med relevante eftersorteringsanlæg, udvalgt på baggrund af den indledende teknologiscreening. Interviewformen gav mulighed for at kombinere en fast tematisk struktur med fleksibilitet til at uddybe tekniske og driftsmæssige forhold, hvor dette var relevant. Den anvendte spørgeramme fremgår nedenfor.

Tabel 7 Spørgeramme for case-analyse af eftersorteringsanlæg

Tema	Spørgsmål
1. Stamdata for anlægget	• Hvad er anlæggets dimensionerede og faktiske årlige kapacitet? • Hvor store mængder restaffald modtages (ton/år), og hvordan fordeler inputtet sig på affaldstyper? • Hvilke kravspecifikationer er anlægget designet efter (f.eks. timekapacitet, sorteringsmål, fraktionsspecifikationer)?
2. Tekniske specifikationer	• Hvilke procestrin indgår i sorteringslinjen (forbehandling, sigtning, optisk sortering, robotter mv.)? • Hvilke teknologier anvendes (sigter, kværne, tromlesigter, transport- og vibratorbånd, NIR-scannere, robotter osv.)? • Hvad er alder og antal af de væsentligste teknologier? • Hvilke kapacitetsspecifikationer og driftsparametre er knyttet til hver enhed? • Hvilket styresystem anvendes (f.eks. SCADA-løsning, sensortechnologi)? • Erfaringer i forhold til den valgte teknologi?
3. Driftsperformance (KPI'er)	• Hvilke KPI'er anvendes i driften (tons/time – gennemsnit og spidslast, renhedsgrader, genopretningsprocenter)? • Hvilke data foreligger om opetid, nedbrud og vedligeholdelsesbehov? • Hvilke nøgletal findes for energi- og ressourceforbrug (f.eks. elforbrug pr. ton)?
4. Økonomiske nøgletal (teknologier – ekskl. bygningsværker)	• Hvad er de centrale investeringsomkostninger knyttet til teknologierne (anskaffelsespris, forventet levetid)? • Hvordan ser de årlige driftsomkostninger ud (vedligehold, serviceaftaler, reservedele, energiforbrug)?
5. Inputkvalitet og pris	• Hvilke karakteristika har det modtagne restaffald (sammensætning, renhedsgrad, variationer)? • Hvordan påvirkes inputkvaliteten af indsamlingsmodeller og kildesorteringen i oplandet? • Hvilken pris betales pr. ton for inputaffaldet?
6. Outputkvalitet og markedsforhold	• Hvilke fraktioner produceres, og hvad er deres volumen og kvalitet (f.eks. renhedsgrader)? • Hvad er sorteringseffektiviteten og yield for udsorterede fraktioner? • Hvilke priser opnås for de sorterede fraktioner? • Hvordan håndteres komplekse fraktioner som plast, drikkekartoner og sammensatte materialer?
7. Miljø- og arbejdsmiljøforhold	• Hvilke arbejdsmiljøforhold gør sig gældende (støj, støv, hygiejne)? • Hvilke miljømæssige forhold er væsentlige (lugt, støvemission, energiforbrug, spildstrømme)?
8. Innovation og udvikling	• Hvilke teknologiske udviklingsplaner eller opgraderinger er på vej? • Hvordan vurderes graden af automatisering i dag, og hvilke planer er der for yderligere automatisering? • Hvordan afspejler planerne tendenser i Nordeuropa (f.eks. fuldautomatiserede linjer)?

3.2 Teknologier og procestrin i eftersorteringsanlæg

Et eftersorteringsanlæg sorterer materialer/fraktioner fra restaffald til materialegenanvendelse. Sorteringsgraden er defineret af, hvor mange sorteringslinjer anlægget designs med i forhold til de definerede target-materialer, som anlægget skal udsortere fraktioner i samt deres renhed.

Et eftersorteringsanlæg består grundlæggende af følgende proces-trin:

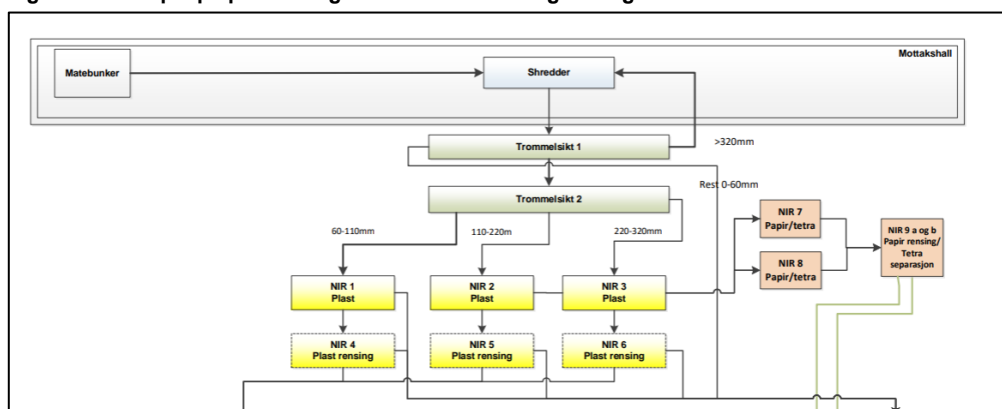
- Forbehandling: Poseåbner, kværne, transportbånd, sigtesystemer
- Grovsortering: Sigter, transportbånd
- Plastsortering: NIR-scannere, sigtesystemer, transportbånd
- Pap/papirsortering: NIR-scannere, sigtesystemer, transportbånd
- Metalsortering: Magnet separator og eddy-current til ikke magnetisk metal sortering.
- Balletering: Ballepresser, lager til materialer til genanvendelse
- Lager: Lager til eftersorteret restaffald til forbrænding

Eftersorteringsanlæg placeres ofte ved siden af forbrændingsanlæg for at minimere transport-afstande af eftersorteret restaffald/rejekt til forbrænding. Det skyldes også det forhold, at de etablerede eftersorteringsanlæg i reglen er etableret af affaldsselskaber med forbrændingskapacitet, hvilket ikke er muligt i DK.

3.2.1 Anlægsdesign

Et anlæg designs til at fungere med forskellige driftstilstande, der nemt kan ændres eller udvides, f.eks. hvis man ønsker yderligere sorteringsniveauer. Det betyder, at udnyttelsen af de forskellige maskiner kan optimeres og programmeres, hvilket vil give forskellige kvaliteter ud af anlægget.

Figur 1: Eksempel på procesdiagram for eftersorteringsanlæg¹



Modtagehal og for-sortering

Restaffald indsamles fra husholdninger og tømtes ud på gulvet i modtagehallen enten direkte fra komprimatorlastbiler eller fra trailere efter omlæsning.

Indføring i sorteringsanlægget sker enten med gummi-hjulslæsser, som giver mulighed for en "forsortering", hvis der opdages uønskede store genstande såsom tæpper, store affaldsposer osv, der kan forårsage blokeringer i anlægget, eller ved aflæsning i grav, hvor materiale automatisk fødes ind i sorteringsanlægget.

Affaldet føres ind i en modtagesilo, og via et transportbånd føres det videre til en poseåbner og derefter en grovsigte for at adskille genstande større end ca. 350-600 mm.

¹ Illustration af procesdiagram fra ProcesFyn, udarbejdet af Mepex

Poseåbner og kværn

Affald føres til poseåbnere, der åbner poserne. Poseåbnerne snitter posen op, så indholdet er tilgængeligt for sortering i de efterfølgende processer.

Grovsigte og evt. andre sigter og ballistisk separator

Formålet med grovsigten er at adskille genstande større end typisk 350 mm. Sådanne genstande kan sætte sig fast i sorteringsudstyr længere fremme i anlægget. Sådant affald føres direkte ind i kværnen.

Sigter kan kombineres med en ballistisk separator. Den fungerer ved at kaste materialet opad med en kraftig rystning, hvilket fører til at lette og flade materialer (som papir og plastfilm) bevæger sig op og frem, mens tunge og runde genstande (som flasker og dåser) falder ned.

Sorteringssystem

Når poserne er åbnet, ønsker man at adskille materiale mindre end 60 mm, så tidligt i processen som muligt. Denne fraktion kaldes "Fines" og indeholder madrester, plastik, glas, grus, kattegrus, papir, tekstiler osv. og er ofte vådt affald. At få dette ud tidligt vil lette rengøring af anlægget og øge systemets robusthed.

Fines adskilles i en tromlesigte. Sien kan også adskille materiale over 320 mm for at undgå blokeringer i systemet. For stort materiale returneres til kværnen for yderligere at reducere dets størrelse. Tromlesigterne er dækket på indersiden med plader med forskellige huldiametre og kan således adskille flere størrelser i længderetningen.

Sigternes hovedfunktion er at adskille materialet i tre forskellige størrelser, 60-150 mm, 150-220 mm og 220-320 mm.

Fines fraktioner mindre end typisk 60 mm ledes typisk til en lukket linje med punktudsugning for at reducere lugtgener inde i sorteringshallen og for at reducere mulige bakterier i luften. Punktudsugning er forbundet til et støvfilter før udledning i en separat skorsten over anlæggets tag.

Sortering af blandet plast

Efter at fines er blevet fraskilt, er næste trin at sortere plasten fra restaffaldet. En sådan adskillelse udføres ved hjælp af NIR-maskiner. På grund af den begrænsede kapacitet i tons/time for disse maskiner er det nødvendigt at bruge flere maskiner parallelt og i serie.

Laminater og sammensatte folier, er generelt en udfordring. Sådant plast har ofte et andet smeltepunkt og skaber dårlig kvalitet i det endelige produkt efter omsmelting (regranulat). Det frasorteres i de efterfølgende processer, hvor plasten også polymer-sorteres til konkrete plastfraktioner – PP, PE, PC, sort plast, folier osv.

Sortering af papir og metal

Efter at plast er blevet adskilt, kan anlæg dimensioneres til at sortere blandet papir fra.

Efter at plast og papir er blevet adskilt, sorteres magnetisk metal fra det resterende affald ved hjælp af magneter og ikke-magnetisk metal såsom aluminium, kobber, messing, zink osv. frasorteres med en hvirvelstrømsseparator (Eddy Current) der placeres under magneten.

Restaffald efter sorteringsprocessen

Restaffald efter sortering opbevares og læsses i lagerhallen. Restfraktionen kan opbevares separat i to fraktioner, 0-60 mm og 60-320 mm, hvis det ønskes. Den typiske andel som udsorteres ved grovsorteringsprocessen, er ca. 20% af input. Der er pt. testforsøg i gang, bl.a.

med IVAR og ROAF og Mepex i Norge, om genanvendelsesmuligheder af dele af restaffaldsfraktionen.

Rent teknisk er der muligheder for at udnytte dele af den fine fraktion til biogasproduktion i en biogasreaktor, men det afgassede materiale forventes ikke at være i en kvalitet, så det kan bruges til gødningsformål og skal sandsynligvis forbrændes.

Restmaterialet opbevares i siloer/bunkere, der automatisk læsser til videre transport. Anlægget kan designes, så det kan producere højenergi og lavenergi restmateriale, som er lagerstabil. Ved f.eks. at udsortere fines opnås, at meget af det organiske materiale kommer ud af restaffaldet og gør det tilbageværende materiale mere lagerstabil. Det giver mulighed for at producere balleteret restaffald, som er lagerstabil for mere optimal forbrænding af restaffald fra sorteringsanlæg.

Opbevaring og ballepresning af sorterede fraktioner

Sorterede fraktioner opbevares i bunkere. Et transportbånd i bunden transporterer materiale ud via en åben dør til transportbåndet, der føder en ballepresser. Alle typer plast, blandet papir/pap og aluminium presses til baller inden transport til videre oparbejdning/genbrug.

3.3 Eftersorteringsanlæg i EU og Norden

Der er foretaget en screening ud fra eksisterende litteratur og gennemført dialog/interview med leverandører. Screeningen skal give overblik over:

- relevante etablerede og planlagte eftersorteringsanlæg i Skandinavien/EU
- kapaciteter
- input karakteristika
- anvendte teknologier
- væsentlige leverandører
- kontaktdata

Screeningen har identificeret ca. 30 eftersorteringsanlæg i EU og Norden. Mange af anlæggene sorterer affald, som ikke er kildesorteret eller kun kildesorteret i begrænset omfang, bl.a. anlæg i Polen, Storbritannien og Spanien. Andre anlæg, f.eks. i Holland, Tyskland, Norge og Sverige håndterer kildesorteret husholdningsaffald, men med forskellige indsamlingsstrategier i forhold til især madaffald og plast.

Der er i screeningen af eksisterende sorteringsanlæg identificeret i alt 29 anlæg, som er i drift. En oversigt over anlæggene fremgår af Appendix X.

I screeningen er der identificeret i alt syv leverandører af anlægsteknologier for disse anlæg. Det er Banzo, Eggersmann, Envac, Komtech, Masias, Stadler og TOMRA.

Det ældste anlæg blev taget i drift i 2004 (Remondis i Tyskland) og de fleste anlæg har været i drift i mere end 15 år.

Spanien er det EU-land med flest sorteringsanlæg – der er 6 anlæg i drift, dernæst er der identificeret 5 anlæg i Polen og 4 anlæg i hhv. Holland og Storbritannien. 2 anlæg i hhv. Norge og Sverige og Tyskland. Øvrige lande, som er blevet identificeret (Bulgarien, Portugal, Cypern), har 1 anlæg.

Den gennemsnitlige kapacitet for anlæggene ligger mellem 20-40 tons/time. Dog er der 2 spanske anlæg, som har en kapacitet på op til 90 tons/time.

Den årlige produktionskapacitet for de undersøgte anlæg er angivet til mellem 30.000 og 430.000 tons pr. år, hvor de fleste anlæg ligger mellem 75.000-150.000 tons pr. år. Den typiske kapacitet er bestemt af antal linjer (ofte 40t/time) og antal arbejds-skift anlæggene kører med.

3.4 De undersøgte eftersorteringsanlæg: 5 cases

På baggrund af den indledende teknologiscreening er der udvalgt følgende 5 case-anlæg som analyseres nærmere gennem data fra semistrukturerede interviews:

- BRISTA (Sverige)
- Høgda (Sverige)
- IVAR (Norge)
- ROAF (Norge)
- Ommen (Holland)

Det vurderes at disse anlæg giver projektet det bedste erfaringsgrundlag i forhold til drift, økonomi og sorteringseffektivitet mv., som kan overføres til danske forhold, da landenes infrastruktur på affaldsområdet er forholdsvis sammenlignelig med danske forhold. Alle landene har forskellige modeller for kildesortering af husholdningsaffaldet. Dertil kan tilføjes at det i alle landene er kommunerne, som er ansvarlige for affaldsindsamling fra husholdninger og for både Sverige, Norge og Holland (og Danmark) er der etableret polymersorteringsanlæg til videre-sortering af plast. Derudover har alle lande et centralt organiseret producentansvar, som er baseret på kollektivordning modellen, hvor producenter betaler til producentansvaret, som så afholder omkostningerne til behandling.

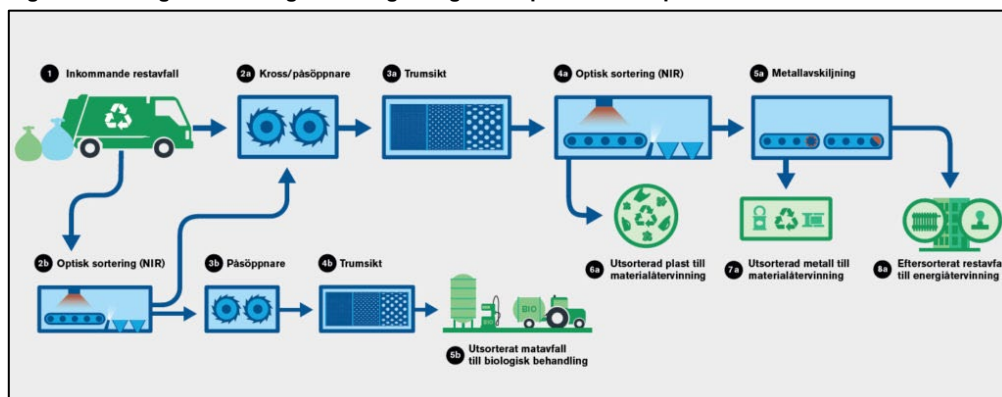
Ud over ovenstående anlæg er erfaringer fra ARC og ProcesFyn også inkluderet i undersøgelsen, men disse refereres ikke specifikt, da der ikke foreligger driftserfaringer fra disse anlæg.

Anlæggene gennemgås nærmere i de følgende afsnit.

3.4.1 BRISTA Eftersorteringsanlæg, Arlanda, Sverige

BRISTA eftersorteringsanlæg ejes af SÖRAB, som er et fælleskommunalt affaldsselskab for 10 omegnskommuner omkring Stockholm. Anlægget blev idriftsat i 2021. Anlægsprojekteringen og investeringen blev oprindeligt forestået af affaldsenergiselskabet Stockholm Exergi, som Sörab arbejder tæt sammen med. Eftersom Stockholm Exergi ikke kunne forpligte sig til en tilstrækkelig langsigtet aftale med Sörab, valgte sidstnævnte at købe sig ind som aktiv majoritetsejer og drive anlægget selv.

Figur 2: Oversigt over anlægsteknologien og hovedprocesserne på BRISTA



Affaldstyper og mængder som behandles på BRISTA

Eftersorteringsanlægget har en maksimal kapacitet på ca. 140.000 tons pr. år (40 tons pr. driftstime). Det årlige input af restaffald til anlægget ligger omkring 100.000 tons, hvoraf det meste udgøres af restaffald og madaffald i grønne poser fra de 10 ejerkommuner, plus en mindre del fra virksomheder og andre kommuner. BRISTA udsorterer madaffald i grønne poser, der for nogle udvalgte boligtyper bliver indsamlet i beholder sammen med øvrigt restaffald. Efter mekanisk udsortering af de grønne poser åbnes poserne og poser sorteres fra til plastgenanvendelse mens det frasoorterede rene madaffald sendes videre til energiudnyttelse i biogas-anlæg. Anlægget har ikke tilladelse til at behandle kildesorteret affald ud over restaffald, uanset om det kommer fra husholdninger eller virksomheder.

Set i forhold til en dansk kontekst adskiller affaldsinputtet til BRISTA sig derved, at der er relativt mere genanvendeligt materiale (især emballager) i restaffaldet. Det skyldes, at der i Sverige normalt ikke er henteordninger for det kildesorterede affald fra husholdningerne. I stedet har borgerne pligt til selv at bringe det til nærliggende returemballage-stationer. Det giver et øget incitament til at komme emballageaffald i restaffaldsspenden. Plast udgør som konsekvens af dette omkring 20 pct. af affaldsinputtet til BRISTA, hvilket ligger over den plastandel, der kan forventes i restaffald fra danske husholdninger.

Udsorteringseffektivitet og genanvendelse af fraktioner

På BRISTA er driften efterhånden indrettet udelukkende med henblik på at udsortere følgende:

- 1) Plast i en blandet fraktion (plastmix)
- 2) Magnetiske og ikke-magnetiske metaller
- 3) Organisk affald til bioforgasning (grønne poser)

Det organiske affald (som er kildesorteret i separate poser og indsamles med restaffaldet) sendes til bioforgasning efter frasoortering af de grønne poser. Pap og papir udsorteres ikke fra restaffaldet men går til forbrænding.

Plast udgør ca. 20 pct. af inputmængden og ca. 7 pct. af outputmængden svarende til en udsorteringseffektivitet på ca. 35 pct. Renhedsgraden er oppe på 90-92 pct. Udsorteringseffektiviteten på 35 pct. er væsentligt lavere end performance garantien på 75 pct. og indkøringstesten fra Sutco, som udviste 80 pct. plastudsortering for det fabriksnye anlæg.

Erfaringerne fra de øvrige anlæg som vi har undersøgt i Norge og Sverige viser, at det generelt er svært at leve op til de specificerede niveauer for udsorteringseffektivitet i performancegarantier og indkøringstests, efterhånden som anlæggene køres til. For BRISTA kan det skyldes, at anlægsdesignet og de anvendte teknologier på nogle punkter er uhensigtsmæssige. BRISTA anvender f.eks. væsentligt færre NIR-scannere end de øvrige anlæg inddraget i dette projekt. Desuden er anlægget meget kompakt, og der anvendes meget smalle transportbånd til affaldet, hvilket kan være en medvirkende årsag til BRISTA's rapporterede problemer med at få adskilt restaffaldet godt nok til den videre proces. Den ufuldstændige adskillelse bidrager også til at gøre NIR-scanningen mindre effektiv. Endelig indebærer den begrænsede fysiske plads på anlægget, at rengøring og udskiftning af større komponenter vanskeliggøres.

Metaller udgør en relativ lav vægtandel (ca. 2-2,5 pct.) af affaldsinput, hos BRISTA. For metallerne realiseres en udsorteringseffektivitet på ca. 60-65 pct. Det er særligt de magnetiske metaller, der har en salgsværdi. Blandt de ikke-magnetiske metaller, er det primært (de små mængder) aluminium, som har en værdi.

Anlægsøkonomi og drift

BRISTA anlægget kostede 450 mio. SEK (ca. 302 mio. DKK) at anlægge i 2020. Sörab havde allerede grunden, så investeringen omhandlede procesanlæg samt bygninger og driftsmidler.

Der er pt. 19 fuldtidsansatte til drift og vedligehold af anlægget, men der er behov for flere interne ressourcer til især vedligehold. Antal ansatte planlægges forøget til i alt 22-23 personer i den nærmeste fremtid. Der køres to skiftehold med 7 mand og 1 leder 5 dage om ugen.

De totale omkostninger inklusive renter og afskrivninger til driften af anlægget (eksklusive videre behandlingsomkostninger) for det udsorterede affald ligger på 850 SEK (576 DDK) pr. ton behandlet affald. Heraf udgør kapitalomkostningerne (CAPEX) ca. 375 SEK (251 DKK) pr. ton. De rene driftsomkostninger (OPEX) udgør ca. 475 SEK (325 DKK) pr. ton, hvoraf ca. 48 pct. er lønomkostninger, 21 pct. er udgifter til vedligehold og reservedele, og de resterende 31 pct. er udgifter til el, vand, brændstoffer, grundleje, ejendomsskatter, facility management mv.

Derudover er der behandlingsomkostninger for det udsorterede affald. Det handler først og fremmest om betaling af forbrændingstakst for de rundt regnet 90 pct. af det udsorterede restaffald (ekskl. madaffald fra de grønne poser), som BRISTA ender med at sende til forbrænding. Forbrændingstaksten reduceres imidlertid pr. ton, når plast er udsortet fra rejekten til forbrænding. Udsortering af plast indebærer således en stor reduktion af den væsentlige del af forbrændingstaksten, der (under de svenske afgiftsregler) udgøres af CO₂-afgifter.

Producentansvaret i Sverige er implementeret sådan, at BRISTA ikke får betaling for deres omkostninger med at udsortere materialer til genindvinding fra restaffaldet. Svensk Plast Återvinning (SPÅ) modtager det udsorterede plastaffald gratis og dækker transportomkostningen for at afhente det. Tidligere betalte SPÅ en positiv pris for det udsorterede plast, men det gør de ikke længere.²

BRISTA har således kun indtægter fra salg af metaller (114 SEK/ton i gennemsnit). Derudover giver BRISTA en besparelse for kommunerne på forbrændingstaksterne via et reduceret CO₂-afgiftsniveau og en reduktion på ca. 10 pct. i mængden til forbrænding. Det dækker dog kun en lille del af omkostningerne ved driften af anlægget. Som det er nu, er det derfor borgerne i SÖRAB kommunerne, der betaler for den opnåede øgede genanvendelse/reducerede CO₂ belastning. Hvis driften skulle løbe rundt uden finansiering via forhøjede affaldsgebyrer på husholdningerne (som den er nu), ville det kræve enten betydelige positive markedspriser for udsorteret plast (og en større udsorteret plastmængde), eller at producenterne kompenserer for driftsunderskuddet.

3.4.2 Resursutvinning Stockholm, Högdalen, Sverige

Resursutvinning Stockholm (herefter RUS), ejes af Stockholm Vatten & Avfall, som er et datterselskab til Stockholm Exergi (som også er passiv medejer af BRISTA Eftersorteringsanlægning). Anlægget er idriftsat i 2024.

Hovedmotivationen for etableringen af et yderligere eftersorteringsanlæg i Stockholmområdet, med særlig fokus på eftersortering af rest- og madaffald fra Stockholm Kommune, var især udfordringerne med de relativt mange ejendomme i bykernen, hvor der ikke er særlige beholdere, eller adskilte kamre i eksisterende beholdere, til restaffald hhv. madaffald, og hvor affaldet derfor indsamles blandet. For disse ejendomme forsøges det at holde de to fraktioner adskilt ved at udlevere grønne poser i genanvendeligt plast som borgerne instrueres i kun at anvende til madaffald. Selvom de grønne poser herefter kommer i samme beholder/sæk som poser med restaffald, kan de efterfølgende identificeres optisk via nær-infrarød (NIR) spektroskopi og udsorteres mekanisk.

² SPÅ betaler i øvrigt 1.400 kr./ton for det kildesorterede plast, hvilket står i modsætning til, at de intetbetaler for det udsorterede plast fra BRISTA.

At klippe de store sække med blandet affald op, og derefter identificere de grønne poser og separere plasten fra deres (overvejende) organiske indhold, har således været den vigtigste bevæggrund for at etablere eftersorteringsanlægget RUS. Derudover er der også lagt vægt på, at anlægget giver mulighed for øget udsortering og derigennem øget genanvendelse af plast og metal fra restaffaldet – og derved bidrage til kommunens klimamålsætninger og EU-målsætninger for materialegenanvendelse fra husholdningsaffald.

Via ejerkredsens tidligere erfaringer med BRISTA har der dog været en erkendelse af, at det er bekesteligt at etablere og drifte et eftersorteringsanlæg set ift. den begrænsede udsortering af genanvendelige materialer, der kan opnås. Som nævnt ifm. med BRISTA er det særligt udfordrende at få økonomien til at hænge sammen under svenske forhold, hvor producenterne (i modsætning til i Holland og Norge) ikke har den samme grad af forpligtelse til at kompensere de etablerede eftersorteringsanlæg for deres omkostninger til eftersortering for blandt andet at øge genanvendelsen af emballageaffald. Beslutningen om at etablere RUS (nr. 2 anlæg) i Stockholm er således ikke økonomisk motiveret.

Anlægsteknologi

Anlægget er leveret af TOMRA. Anlæggets design er meget lig det som kendes fra ROAF i Romerrike nordøst for Oslo. Der anvendes 5 NIR-scannere til plast i 2 linjer og 14 NIR-scannere i alt. Der er tale om et meget kompakt anlæg i etager, som er ca. 30 meter højt. Bygningen har et grundareal på ca. 60 gange 60 meter.

Affaldstyper og mængder som behandles på RUS

I lighed med BRISTA er RUS forbeholdt sortering af restaffald og har en maksimal kapacitet på ca. 150.000 tons pr. år (50 tons pr. driftstime). Anlægget er så nyt, at det ikke har konsoliderede data fra driften, men det forventes reelt at komme til at behandle ca. 100.000-110.000 tons pr. år.

Der gælder nogenlunde samme forhold som omtalt under BRISTA mht. sammensætningen af affaldsinputtet, og hvordan det adskiller sig fra en dansk kontekst. Dvs. en væsentlig større andel af plast, mad- og drikkekartoner og pap i restaffaldet til eftersortering. Dog tilgår der væsentligt mere madaffald i grønne poser til RUS sammenlignet med BRISTA, fordi der er væsentligt flere boliger i bykernen, hvor de grønne poser kommer i samme beholder som restaffaldet.

Vi har ikke modtaget plukanalyser fra RUS, der viser, hvor stor en andel af plast og andre materialer, der er i det indkomne affald. RUS gennemførte i 2023 et udbud for viderebehandling af 15.600 tons plastmix, som RUS forventede, at det nye anlæg ville være i stand til at producere årligt.³ Eftersom RUS opererer ud fra en forventning om en udsorteringseffektivitet på 70 pct. for det indkomne plast følger det, at det må være regnet med et plastinput på ca. 22.285 tons årligt. Dette er formentlig beregnet ift. den oprindelige anlægsprognose om et samlet input til eftersortering på 137.500 tons pr. år. Dermed er det antaget, at plast udgør ca. 16 pct. af det indkomne affald (restaffald og grønne poser med madaffald). Dette ligger lidt under de 20 pct., der er konstateret som led i driften af BRISTA-anlægget.

Tilsvarende er der ifm. anlægsprojekteringen regnet med ca. 2 pct. metal, ca. 27 pct. biologisk affald (halvdelen fra restaffald, og den anden halvdel fra de grønne poser), og lidt over 50 pct. øvrigt affald, herunder pap, papir, glas, træ, samt en smule farligt affald og elaffald.

Udsorteringseffektivitet og genanvendelse af fraktioner

³ <https://meetingspublic.stockholm.se/welcome-sv/namnder-styrelser/stockholm-avfall-ab/mote-2023-12-07/agenda/5upphandlingsarende-mottagning-och-sortering-av-fraktionen-plast-fran-resursutvinning-stockholmpdf?downloadMode=open>

Akkurat som på BRISTA er driften udelukkende indrettet med henblik på at udsortere følgende:

- 1) Plast i en blandet fraktion (plastmix)
- 2) Magnetiske og ikke-magnetiske metaller.
- 3) Madaffald til bioforgasning (udsortering af grønne poser med madaffald)

Pap og papir udsorteres ikke og der er ikke indrettet en sorteringslinje til dette.

Der foreligger ikke driftsdata for udsorteringseffektiviteten, hvilket RUS begrundes med, at de finder det upålideligt at opgøre dette på basis af plukanalyser, som udarbejdes på et givet tidspunkt, mens outputtet måles på et andet. Desuden er der svingninger i input-sammensætningerne, dvs. der er ikke sikkerhed for den præcise andel af f.eks. plast og metaller i affaldsinputtet.

RUS opererer i stedet ud fra en forventning om, at anlægget er i stand til at udsortere plast og metaller nogenlunde i henhold til performancegarantierne. For plast regnes der med en udsorteringseffektivitet på 70 pct. og en renhedsgrad på 90 pct. For magnetiske/ikke-magnetiske metaller regnes der med en udsorteringseffektivitet på 90/80 pct. og en renhedsgrad på 92 pct.

Anlægsøkonomi og drift

RUS anlægget i Högdalen krævede en samlet anlægsinvestering på 1,2 mia. SEK i 2024 inkl. procesanlæg, grunde og bygninger. Heraf udgjorde prisen for procesanlæg, udstyr og driftsmidler ca. 500-600 mio. SEK (335-400 mio. DKK). Anlægsarbejderne var særdeles bekostelige pga. udfordringer med at sikre tilstrækkelig fundering af bygningerne i undergrunden. Det bidrog til, at den samlede anlægspris for RUS er den højeste set ift. kapaciteten blandt de undersøgte anlæg.

Der foreligger endnu ikke konsoliderede nøgletal for driftsomkostningerne (OPEX) pr. ton behandlet affald. Mht. anvendelse af lønnet arbejdskraft ligger RUS i den lave ende blandt de anlæg vi har undersøgt, idet der kun anvendes 12 fuldtidsansatte til driften, heraf 6 mand på gulvet ad gangen i toholdsskift, plus driftsleder. Til gengæld er vedligeholdelsen udliciteret. Omkostning til stort vedligehold med udskiftning af sliddele er ca. 5-6 mio. SEK. Dette beløb svarer til 60-80 DKK/ton i vedligehold, hvis det sker to gange årligt.

Derudover har RUS betydelige omkostninger til videre behandling af plast på et eksternt fin-sorteringsanlæg mht. at sikre højst mulig genanvendelse. Udgiften for den udbudte opgave med videre behandling af plastmixet fra RUS ligger i størrelsesorden 2.000-4.000 SEK (1.350-2.700 DKK) pr. ton. Hertil kommer omkostninger til forbrænding af den del af affaldet, som ikke udsorteres til genanvendelse. Der betales en forbrændingstakst på ca. 600 SEK (400 DKK) for restaffald til forbrænding. Den relativt lave takst skyldes besparelser på CO₂-afgiften, som følge af det udsorterede plast.

På indtægtssiden opnås et lille beløb i form af indtægter fra de udsorterede metaller, der sælges til skrotpriser på i gennemsnit ca. 100 SEK/ton. Alt i alt er situationen derfor den samme som på BRISTA, dvs. der kræves finansiering via kommunale affaldsgebyrer fra husholdningerne for at dække nettoomkostningerne til anlægget. Der er dog i løbet af efteråret 2025 kommet nye regler i Sverige, som fremadrettet vil betyde øget bidrag fra producenterne til dækning af driftsomkostningerne til RUS og andre eftersorteringsanlæg i Sverige.

3.4.3 ROAF Eftersorteringsanlæg, Skedsmo, Norge

Romerike Avfallsforedling IKS (ROAF) ejes af syv kommuner i Nedre Romerike. I 2014 etablerede ROAF det første eftersorteringsanlæg i Europa med det primære formål at udsortere plast og madaffald til genanvendelse fra restaffaldet.

I ROAF's ejerkommuner er der etableret kildesorteringsordninger for de fleste fraktioner, men med plast som en væsentlig undtagelse. Plastaffaldet fra husholdningerne kommer dermed i restaffaldet mhp. efterfølgende mekanisk udsortering på ROAF eftersorteringslæg. Indtil videre er madaffald i grønne poser også blevet indsamlet i samme spand som det øvrige restaffald, hvorefter ROAF adskiller madaffaldet i de grønne poser for det øvrige restaffald, udsorterer poserne fra det organiske indhold, som sendes til bioforgasning (præcis som det er tilfældet på BRISTA og RUS i Sverige). Dog er det besluttet, at ordningen med de grønne madaffaldsposer i restaffaldet fremover skal omlægges til en ordning med separat spand til madaffald, da det giver for store belastninger i sorteringsanlægget at håndtere de grønne poser med madaffaldet.

Billede 1: ROAF eftersorteringsanlæg



Affaldstyper og mængder som behandles på ROAF

Eftersorteringsanlægget har en maksimal kapacitet på ca. 140.000 tons pr. år (40 tons pr. driftstime). Anlæggets kapacitet udnyttes dog ikke, idet der pt. blev behandlet 77.000 tons i 2024, jf. den seneste års- og miljørapport fra ROAF.⁴

Når der i ROAF's syv ejerkommuner ikke er kildesortering af plastaffald fra husholdningerne er det forventeligt, at der er en relativt større plastandel i restaffaldet end i Danmark. Dette er også tilfældet, idet plast aktuelt udgør ca. 19 pct. af indkomne affaldsmængder til anlægget, når der ses bort fra det organiske affald i grønne poser (som fremadrettet – og i lighed med situationen i Danmark – vil komme i en separat spand). Tidligere plukanalyser viser, at andelen af metal i de indkomne affaldsmængder til ROAF ligger i størrelsesorden 1,5-2,0 pct. Når madaffaldet i de grønne poser udfases fra det indkomne restaffald, vil den relative andel af metaller stige til ca. 2,0-2,7 pct.

Udsorteringseffektivitet og genanvendelse af fraktioner – eksisterende og planlagte anlæg

Sammenlignet med de svenske anlæg, bliver der aktuelt udsorteret flere plastfraktioner på ROAF:

⁴ https://roaf.no/wp-content/uploads/2025/06/AArsrapport_ROAF_2024_juni25.pdf

- 1) Plastfraktioner (polymersortering)
 - a. PP
 - b. PET
 - c. HDPE
 - d. LDPE (plastfolie)
 - e. Plastmix
- 2) Magnetiske og ikke-magnetiske metaller.
- 3) Organisk affald til bioforgasning

ROAF har hidtil været indrettet til både at udsortere plast og finsortere det på plastpolymerer, hvoraf flere af dem kan sælges til plast recycling uden det først behøver at gå gennem et eksternt fin-/polymersorteringsanlæg. Som anlægget fungerer nu, opnås der for plast en udsorteringseffektivitet på 45 pct., når alle fraktioner inkl. mix plast medregnes, og 35 pct., når der kun medregnes de 4 polymersorterede plastfraktioner (a-d). En analyse gennemført af Mepex i 2023 viser, at anlægget kunne præstere en udsorteringseffektivitet på 38 pct. for PET, 43 pct. for PP, 64 pct. for HDPE og 72 pct. for LDPE (plastfolie) for plastfragmenter over 5 cm. Mindre stykker går tabt i anlægget, hvilket også er tilfældet på BRISTA og RUS i Sverige.

For magnetisk metal blev der realiseret en udsorteringseffektivitet på 85 pct., og for aluminium var tallet 77 pct. Papir og pap blev tidligere udsorteret, men dette gøres ikke længere, da det i for høj grad er forurennet primært fra madrester mv. og ikke kan afsættes til genanvendelse.

Som led i udfasningen af de grønne poser med madaffald, og med sigte på at opdatere anlægsteknologien og forbedre udsorteringsgraden af plast, planlægger ROAF en større omlægning og reinvestering i anlægget. Investeringen vil udgøre ca. 30 mio. NOK, hvis den nuværende kapacitet fastholdes. Omlægningerne handler om at udnytte den grønne poselinje til plastsortering, samt muligvis ophøre med at sortere plast ud på polymerer, men nøjes med at udsortere et plastmix. Hvis der kun sorteres på plastmix, forventer ROAF, at de vil kunne øge udsorteringseffektiviteten for plast til ca. 65 pct. (Mepex forventer, at der kan realiseres 70 pct.) som følge af anlægsopdateringen.

I forlængelse heraf skal det noteres at OMRÅ-anlægget er etableret af det norske producentansvar mhp. at kunne polymersortere norsk plastaffald. I øjeblikket er der ingen afsætningsløsning til blandet pap/papirfraktion, da kvaliteten er for ringe til at pap/papir recycle accepterer materialet (ifølge det norske EPS-firma, der håndterer denne materialeemballage).

Pap- og papirsorteringslinjen bruges derfor i øjeblikket til yderligere udvinding af plast i stedet for pap og papir. Der er flere programmer til disse NIR-maskiner, og der er testet både aggressiv papirsortering og kun MDK-sortering. Både høj fugtighed og forurenende stoffer er et problem, og baller begynder at gære inden for en uge efter ballepresning.

Anlægsøkonomi og drift

Den oprindelige anlægsinvestering blev foretaget for mere end 10 år siden. I års- og miljørapporten for 2024 er nutidsværdien af anlægget plus akkumulerede af- og nedskrivninger opgjort til 340 mio. NOK ekskl. grundværdi og øvrige driftsmidler.

ROAF udtaler, at det har været skuffende, at anlægget ikke kunne driftes automatisk i den grad man forventede. Der aflønnes 16,5 fuldtidsansatte plus 2 ledere til driften af anlægget. Udgiftsniveauet til service og vedligehold har i de senere år ligget på ca. 60 mio. NOK (39 mio. DKK) årligt, svarende til over 500 DKK/ton. Det skal ses i lyset af, at anlægget efterhånden er af ældre dato og noget slidt. Der er kalkuleret med en afskrivningsperiode på 20 år.

Tre af plastfraktionerne (PP, PET, og HDPE) kan aktuelt afsættes til materialegenanvendelse for en positiv (men relativt lav) pris, mens ROAF omvendt betaler for at komme af med LDPE (plastfolie) til genanvendelse.

ROAF ønsker ikke at oplyse de opgjorte omkostninger til driften af anlægget men angiver, at de vil skulle opkræve et gate fee på ca. 1.500 NOK (960 DKK) pr. ton restaffald, som de modtager til sortering for at få dækket deres omkostninger (CAPEX+OPEX). Dette skal ses i forhold til, at CAPEX (afskrivninger og renteomkostninger) formentlig er lave, da der er tale om et anlæg af ældre dato. Det anslåede gate fee dækker også den forbrændingsafgift som ROAF efterfølgende skal betale for at komme af med den residuale mængde af restaffald, som ikke kan udsorteres til genanvendelse, minus nettoindtægter fra salg af plastfraktioner og metaller.

3.4.4 IVAR IKS eftersorteringsanlæg, Forusbeen, Norge

IVAR IKS Affaldssorteringsanlæg indsamler og behandler årligt 65-70.000 tons restaffald fra husholdninger. De indsamler fra i alt 11 kommuner (Stavanger, Sandnes, Sola, Gjesdal, Randaberg, Finnøy, Kvitsøy, Klepp, Hå, Time og Ryfylke) med i alt ca. 350.000 indbyggere.

Eftersorteringsanlægget blev taget i brug i 2019 og har været ude af drift de senere år pga. en brand i anlægget. Driften genoptages med et opdateret anlæg i 2026 (IVAR 2.0) Det nye anlæg vil være opgraderet med vask og ekstrudering af plast⁵. Det nye anlæg vil bestå af:

- 2 parallelle vaskelinjer for LDPE-film og PP/HDPE hård plast
- En total vaskekapacitet på op til 6.500 t/år
- Vaskelinjer med varm vand (70-80 grader) med kaustisk soda
- Ekstruderingslinje til pellets

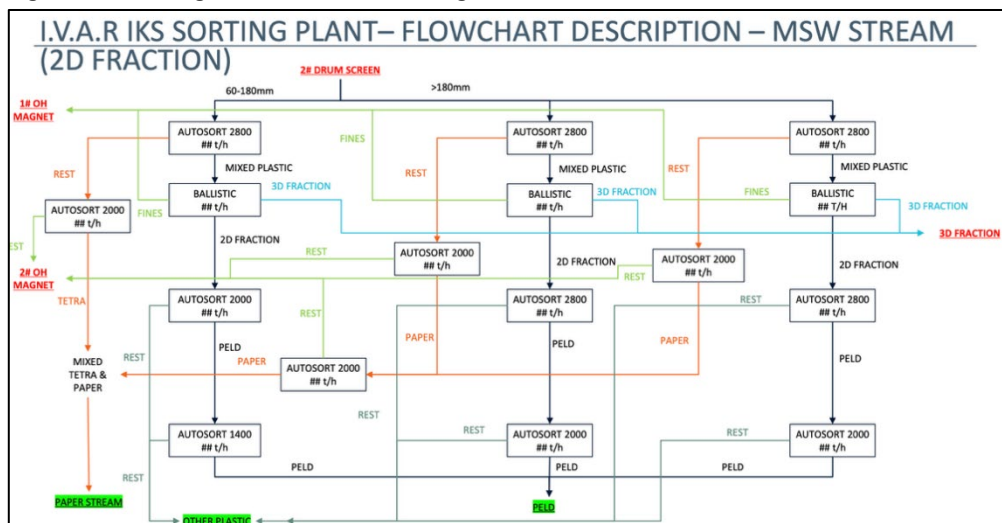
En ny regulering i Norge gør det muligt at vælge mellem, om man vil have kildesortering af plast og drikkekartoner eller centralsortering (Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)⁶. Det har betydet, at man i IVAR kommunerne har besluttet at gå væk fra kildesortering af plast ved husstandene og overgå til centralsortering. Plastindholdet i restaffald, fra kommuner der ikke har kildesortering af plast, forventes at være 20-25 kg. pr. indbygger pr. år. Anlægget kører med 1 hold skift i 250 dage/år. Kapacitet til behandling af restaffald er 40 t/time.

IVAR 2.0 sorterer både 2D og 3D plast. Flowdiagrammerne er vist i de følgende figurer.

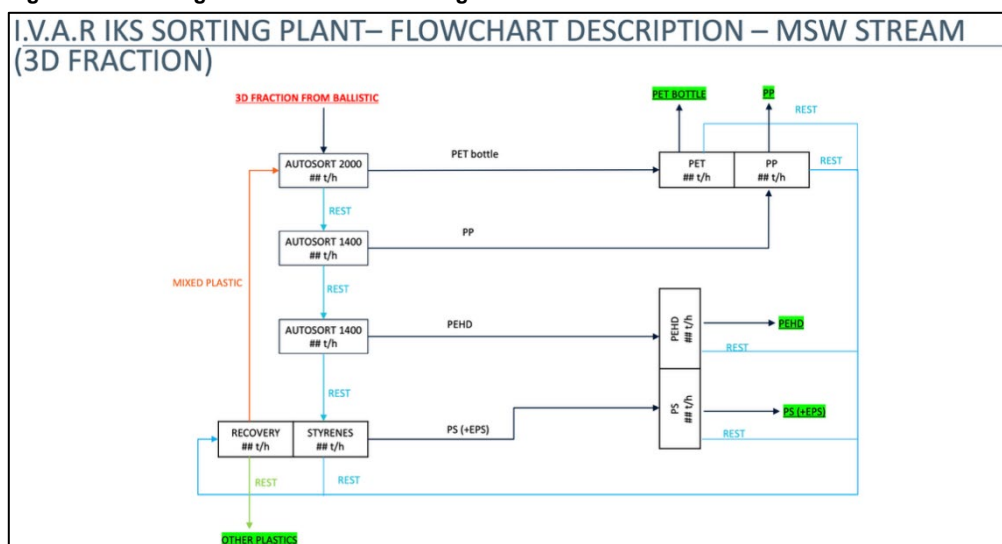
⁵ Interview med Oliver Lambert, Tomra

⁶ https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930/KAPITTEL_11#KAPITTEL_11

Figur 3: Procesdiagram for IVAR 2D sortering⁷



Figur 4: Procesdiagram for IVAR 3D sortering⁸



Plukanalyser⁹ definerer en fordeling af restaffaldet på 17,1pct. Fines, som er restaffald under 60 mm, som frasorteres ved grovsortering og 82,8 pct. som eftersorteres. Indholdet af fraktioner over 60 mm til videre sortering består af 22,5 pct. plast, 3,6 pct. metal, 3,4 pct. mad- og drikkekartoner. Mængden af plast, som udgår ved grovsortering under 60 mm, er 1 pct.

Der er specifikt også analyseret på indholdet af farligt affald i restaffaldet og analyser viser at 1,2 pct. af restaffaldet er EE/batterier. De små batterier udgår med Fines under 60 mm (0,2%). Udsorteret plast sendes til Områ og papir og pap og mad- og drikkekartoner sendes til Forus. Papir og pap og mad- og drikkekartoner er udgiftsneutralt. Økonomi vedr. plast er fortrolig og oplyses ikke. Man forventer, at der i det nye anlæg IVAR 2.0 vil være 80 pct. plast, som oparbejdes til genanvendelse og 20 pct. plast i dårlig kvalitet, som sælges til cementindustrien som brændsel.

⁷ TOMRA teknisk præsentation af IVAR 2.0

⁸ TOMRA teknisk præsentation af IVAR 2.0

⁹ Notat plukanalyser IVAR 2.0, 2025

3.4.5 Omrin, Heerenveen i Holland

Omrins anlæg i Heerenveen¹⁰ udsorterer metal og plastik fra restaffald indsamlet ved husstande fra et opland, hvor der er etableret kildesortering for madaffald, glas, papir, tekstiler, kemikalieaffald og storskrald.

Eftersorteringsanlæg med internt biogasanlæg

Omrin indsamler affald for 173.000 husstande i 16 kommuner i og omkring provinserne Friesland og Groningen samt for næsten 7.000 virksomheder. Omrin anlæggets kapacitet er 300-350.000 tons/år. I 2024 behandlede anlægget ca. 311.000 tons restaffald fra husholdninger og erhverv.

I Holland vælger kommunerne selv, om de ønsker at etablere kildesortering ved husstandene eller central eftersortering af blandet restaffald.

I 2015 blev et nyt anlæg til sortering og behandling af den organisk fraktion introduceret. Dette anlæg adskiller inert materiale, og det rensede organiske materiale bruges til produktion af biogas i en biogasreaktor (digester). Adskillelsen sker ved hjælp af en si og derefter en røntgenkanal, der adskiller det inerte materiale ved hjælp af røntgenstråler. Investeringen i denne linje inklusive biogas reaktor er betydelig og udgør nu over halvdelen af den samlede anlægsinvestering i Omrin anlægget.

I tilførslen er der 15% småsten, som alle skal fjernes ved processens afslutning. Anlægget forarbejder 15 tons i timen, hvilket er 1,5 til 2 tons sten i timen. Det har sin værdi som råmateriale, og når disse materialer er fjernet, kan bioforgasningen forløbe mere effektivt. Omrin forsyner ca. 9.000 husstande med biogas.

Anlægget anvender en række sorteringsteknologier – herunder tromlesigter 200-40, vindsigte, cyklon, magnetisk separation, eddy current separation, NIR og røntgen. Ud over frasortering af metal og plastik til genanvendelse, frasorteres mad- og drikkekartoner, inert materiale, organisk materiale (til biogas) og folier. Omrin sorterer ikke pap/papir – det går sammen med det organiske affald til bioforgasning. Omrin mener ikke, at pap/papir ville kunne udsorteres separat og opnå en kvalitet, der kan give en business case for materialegenanvendelse, som kan konkurrere med bioforgasning af pap/papir. Virksomheden udsorterer metaller fra restaffald med brug af magnetseparering og eddy current anlæg til at udsortere metaller (jernholdige og ikke-jernholdige).

Renhed for udsorteret plast er 80-90 pct. Renhed for metaller er 90 pct.

Plastikaffald sorteres med brug af NIR-teknologi. De forskellige plasttyper afsættes til forskellige aftagere, hvor Omrin nævner, at en del af plastikaffaldet anvendes af IKEA til møbelproduktion. Indhold af urenheder i de frasorterede materialer nævnes som især styret af specifikationer, der er defineret i det tyske DKR-system (DKR: Deutsche Gesellschaft für Kreislaufwirtschaft und Rohstoffe mbH), hvor der angives maksimale indhold af urenheder målt på vægtbasis for forskellige materialer. Omrin har undergået en løbende udvikling, hvor et stigende antal materialer frasorteres med henblik på genanvendelse, og hvor sorteringsprocesserne optimeres med henblik på opfyldelse af DKR-specifikationer.

Det er oplyst at anlægsinvesteringerne, totalt over årene, har været 200-250 mio. €. Dette er inklusive linje til sortering og behandling af organisk affald og biogasreaktor, som udgør 60-65

10

pct. af den samlede investering. Investeringen i standardeftersorteringsanlægget inkl. grundpriser er ca. 70 mio. €.

Biogasanlægget producerer 0,5 mio. m³/år og udgør 50 pct. af eftersorteringsanlæggets omsætning.

Den aktuelle gate fee for restaffald, der sendes til forbrænding er 72€/t (2025).

Virksomheden registrerer mængden af affald der behandles, samt mængder af de forskellige materialer der udsorteres til genanvendelse eller anden behandling. Det er ikke muligt, ud fra disse tal, at beregne de effektive sorteringseffektiviteter for de enkelte materialer, der indsamles i restaffaldet.

Virksomheden har dog fremsendt en oversigt over, hvor meget materiale, der udsorteres fra restaffaldet. Af den fremgår det, at anlægget udsorterer 6 kg metal/person/år og 16 kg plastik/person/år. Til sammenligning sendes 120 kg/person/år til affaldsforbrænding.

Omrin får refunderet udgifter til behandling af plast fra Afvalfonds-Verpakkingen – AFV, som er det hollandske producentansvar. Der er ikke refundering for pap og papiremballage. De konkrete afregningspriser for plast er baseret på individuelle forhandlinger mellem det Hollandske producentansvar og Omrin, baseret på kvalitet. Omrin oplyser ikke den aktuelle pris/omkostning for plast med reference til, at det er fortroligt.

Den gennemsnitlige mængde restaffald pr. person pr. år er 174 kg. restaffald. Af dette restaffald udsorteres 8 kg. metaller, 15 kg. plast, 3 kg. mad- og drikkekartoner samt 51 kg. organisk affald, 8 kg. inert materiale og 89 kg. restaffald til forbrænding.

3.5 Referenceanlæg til eftersortering

På baggrund af dataindsamlingen – herunder semistrukturerede interviews med driftsansvarlige og tekniske specialister på en række nordiske samt et Hollandsk eftersorteringsanlæg – er der defineret et referenceanlæg, som danner udgangspunktet for de efterfølgende sammenligninger. Referenceanlægget er konstrueret på basis af de fælles teknologiske karakteristika, driftsmønstre og nøgletal, som går igen blandt de analyserede anlæg, og repræsenterer dermed et fagligt velbegrundet, gennemsnitligt (nordisk) niveau for moderne eftersortering af restaffald.

I de følgende tabeller sammenholdes referenceanlægget med de øvrige anlæg i undersøgelsen. For de anlæg, hvor der er gennemført interviews, er oplysningerne baseret på indsamlede driftsdata og interviewmateriale. ARC indgår i sammenligningen, men er ikke interviewet; i stedet bygger datagrundlaget her på ARCs fremlagte businesscase og tilgængelige tekniske beskrivelser.

Tabellerne er opdelt efter centrale temaer – herunder grunddata, inputkvalitet, outputfraktioner, sorteringsudbytte, sorteringseffektivitet og renhedsniveauer – for at sikre en klar og systematisk sammenligning mellem anlæggene og skabe et gennemsigtigt beslutningsgrundlag for den videre analyse.

Tabel 8 Sammenfatning af kapacitet og effektivitet

Anlæg	Reference-anlæg*	ARC	BRISTA	RUS, Hög-dalen	IVAR 2.0	ROAF	Omrin
Opførelsesår		2026	2021	2024	2026	2014	2015
Kapacitet, t	140.000	140.000	140.000	150.000		140.000	330-350.000
Behandlede mængder, t	92.500		100.000	110-120.000	90-95.000	77.000	311.000
Kildesortering af fraktioner i særskilte spande fra husholdninger							
Plast	X	X					(X)
Organisk affald	X	X					
Pap/papir	X	X	X	X	X	X	X
Glas	X	X	X	X	X	X	X
Metal	X	X	X	X	X	X	X
Mad- og Drikke-kartoner	X	X					
Udsorterede fraktion (output)							
Plastmix	X	X	X	X		X	X
Plastpolymerer					X	X	X
Metaller	X	X	X	X		X	X
Mad- og drikke-kartoner	X	X			X		X
Pap/papir	X	X			X		X
Organisk affald	X	X	X	X	X	X	X
Effektiv sorteringsgrad af input (pct.)							
Plastmix	65%	34%	35%	70%		35-45%	
Metaller	90%	63%	60-65%	80-90%		77-85%	
Mad- og drikke-kartoner	75%						
Pap/papir							
Renhedsgrad (pct.)							
Plastmix	95%	90%	90-92%	90%			80-90%
Metaller	90%			92%			90%
Mad- og drikke-kartoner	90%						88%
Par/papir	95%						

Selvom flere af de vurderede sorteringsanlæg bl.a. har sortering af plast i flere fraktioner, f.eks. i folieplast og andet plast og der rent teknisk er mulighed for at udbygge anlæggene med adskillige plastsorteringslinjer, så er der i dette projekt valgt at se bort fra denne teknologiske mulighed da det vurderes mest realistisk, at man i en dansk kontekst primært vil fokusere på udsortering af plast som en samlet mix plast fraktion. De lande, som har sorteringsanlæg, der udsorterer plast i flere fraktioner, f.eks. Norge, Sverige og Holland, har samtidig også klare aftaler med landenes producentansvars ordninger om betaling for udsorteret emballageplast.

Der er i Danmark ikke planer for nuværende om at DPA og producentansvaret for emballageplast skal omfatte eventuelt udsorteret emballageplast fra eftersorteringsanlæg. Af høringsnotat fra Miljø- og Ligestillingsministeriet nævnes, *“at borgerne selv skal betale for det ukorrekt sorterede restaffald, som borgerne har mulighed for at sortere korrekt i andre affaldsbeholdere, som producenter afholder omkostninger til. Dette vil også gælde ukorrekt sorteret emballageaffald, der efterfølgende udsorteres på et automatiseret restsorteringsanlæg. Ministeriet anerkender, at der fremadrettet kan blive behov for at se på, om det er nødvendigt at udsortere emballageaffald fra restaffald for at nå EU’s genanvendelsesmål for emballageaffald, og hvordan dette i givet fald skal indgå i producentansvaret.”*¹¹. Det vurderes derfor ikke relevant

¹¹ Høringsnotat om lovforslag til udvidet producentansvar

og realistisk ud fra et driftsøkonomisk perspektiv at fordyre anlægsinvesteringer med polymer-sortering i flere fraktioner af plast.

Selvom der i det danske affaldssystem er kildesortering af madaffald, vil en relativ betydelig andel af restaffaldet indeholde madaffald. Baseret på udvalgte plukanalyser af restaffald, forventes niveauet af madaffald i restaffaldet at være 45-60 pct. af det gennemsnitlige indhold, alt efter opland og type af husstande¹².

Erfaringerne fra de analyserede case-anlæg angiver samstemmende, at kvaliteten af det udsorterede organiske affald er ringe og kan give udfordringer i kvalitet af slutprodukter til udbringning på landbrugsarealer, da indholdet af andre materiale, herunder mikroplast, inerte materialer osv. er højt og kan udfordre overholdelse af gældende grænseværdier. En anvendt model er derfor, at det øvrige organiske materiale fra restaffaldet sendes til forbrænding eller til intern bioforgasning for energiindvinding (for kildesorteret madaffald i grønne poser, som indsamles med restaffaldet, er materialet renere og behandles i biogasanlæg). Biogasteknologien er en velafprøvet teknisk løsning og er integreret på det Hollandske anlæg Omrin, som også modtager og behandler det kildesorterede organiske affald ved bioforgasning. Ingen af de nordiske sorteringsanlæg har et biogasanlæg tilknyttet og i Danmark skal afgasset biomasse opfylde kriterierne i bekendtgørelsen om anvendelse af affald til jordbrugsformål¹³ før den kan regnes som genanvendelse. Opfyldes kriterierne ikke kan den afgassede biomasse ikke anvendes til jordbrugsformål og betragtes derfor udelukkende som energiudnyttelse.

Sammenholdt med indsamlingsordningerne i Norge, Sverige og Holland, som case-analyserne er baseret på, har restaffald fra danske husstande mindre plast, da en andel allerede udsorteres som kildesorteret plast. Det er således primært fejlsorteret plast som findes i det danske restaffald.

Ligeledes er der også mindre rent pap og papir i det danske restaffald end restaffaldet til de nordiske case-anlæg, da kildesorteringen af pap- og papir fra husstande kun er delvist introduceret ude ved husstanden og borgernes kildesortering foretages på lokale miljøstationer i stedet.

¹² Plukanalyser fra Odense Renovation 2024, AffaldPlus 2024 og København Kommune 2023

¹³ Bek nr. 1001 af 27/06/2018 <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2018/1001>

4. Affaldskortlægning af mængder og sammensætning af restaffald fra husholdningsaffald

I dette afsnit kortlægges og beregnes den nationale forsyning af restaffald til potentiel behandling i eftersorteringsanlæg. Afsnittet beskriver metodegrundlag og data og sammensætningen i restaffaldet.

4.1 Kategorisering af affald fra husholdninger

Affald, der indsamles fra husholdninger, består af affaldsfraktioner iht. EAK og tilhørende H-koder som defineret i affaldsbekendtgørelsen.¹⁰ af disse fraktioner indsamles via henteordninger hos husstandene iht affaldsbekendtgørelsens kapitel 6¹⁴ mens andre fraktioner indsamles via kommunale genbrugsstationer.

De 10 fraktioner beskrives nærmere nedenfor. Flere af disse er igen opdelt i flere underkategorier.

Restaffald H01 består af affald, som husstande ikke har kildesorteret og er den fraktion som vi undersøger nærmere i forhold til videre behandling på eftersorteringsanlæg. Det er H01 som projektet beregner genanvendelsespotentialet af samt den miljø- og samfundsøkonomiske vurdering. Restaffaldet kan bestå af emner, som ikke umiddelbart er fundet egnet til genanvendelse, eller som er fejlsorteret. Restaffaldet kan indeholde organisk affald, kontamineret pap, papir, planterester/jord, pizzabakker, bleer og hygiejnebind, div. plast, f.eks. med madrester, gummi samt glas, metal, farligt affald mm. som fejlsorteres. Sammensætningen i restaffaldet kan variere efter sæson på året, boligtyper, geografi, husstandsindkomst, adfærd og demografi.

Madaffald H02 består af madaffald, andet organisk affald, servietter og køkkenruller mm. Afhængig af den kommunale indsamlingsmodel, vil madaffaldet også indeholde forskellige poser til opbevaring af madaffaldet. Emballager med madrester som f.eks. pap-/papiremballage, plastemballage og glasemballage skal kildesorteres til den fraktion som emballagen tilhører f.eks. skal glasemballage sorteres som glas. Borgerne vejledes generelt i at tømme og skrabe fødevareemballager rene inden de sorteres

Pap og papir består af flere underkategorier af pap og papir og omfatter i alt 4 H-koder – H05 og H09 for papir og H06 og H10 for pap. Fraktionen består af papir og pap, der er egnet til materialegenbrug. Pap og papir, der anses for at være vanskeligt at genanvende eller som kan være kontamineret eller som er sammensat med andre materialer, vil ofte gå med restaffaldet. Stort pap, som der ikke er plads til i beholdere, bortskaffes via genbrugspladser

Emballageglas H11 består af fraktionerne glasdrikkevareemballage og anden glasemballage med og uden madrester.

¹⁴ BEK nr 2512 af 10/12/2021 – bekendtgørelse om affald

Emballagemetal H12 består af magnetisk metalemballage og ikke-magnetisk metalemballage, f.eks. dåser uden pant, foliebakker, konserverdåser, skruelåg i metal. Derudover sorteres det i metalemballage med madrester.

Emballageplast H13 er al plastemballage og består af hård plastemballage, plastfolieemballage, plast-bakker, f.eks. fra take-away, plastlåg, poser og plastflasker uden pant. Fraktionen indeholder også andre plastprodukter af plast, der ikke er emballage.

Jern og metal H19 er metal, der ikke er emballage, og omfatter nogle kompositprodukter med en hovedkomponent af metal. Andet metal er også opdelt i en magnetisk og en ikke-magnetisk fraktion. Større metaldele som der ikke er plads til i beholdere, vil blive bortskaffet til genbrugsplads eller andre ordninger.

Farligt affald H25 er en samlekategori for farligt affald og WEEE-affald, som sorteres separat. Farligt affald er også opdelt i batterier og andet farligt affald.

Tekstilaflald H39 omfatter alle tøjtekstiler og husholdningstekstiler og stofrester som kildesorteres ved husstanden. Tæpper og lignende indgår ikke i henteordninger, men bortskaffes til genbrugspladser eller som storskrald.

4.2 Metode til affaldskortlægning af restaffald

For at kunne analysere potentialer for reel genanvendelse af materialer ved eftersortering samt analysere de miljø- og samfundsøkonomiske effekter ved sortering af restaffald i eftersorteringsanlæg på nationalt niveau, forudsætter det en opgørelse af de totale affaldsmængder og en definition af de gennemsnitlige fraktioner i restaffaldet, som skal behandles. Metoden til dette er derfor baseret på:

- Beregning af den totale mængde restaffald fra husholdninger baseret på indvejet mængdedata fra landets kommuner
- Beregning af potentialet for hver fraktion til genanvendelse i restaffaldet opgjort i kg. pr. år pr. person (se uddybning i afsnit 4.4.1).

4.3 Beregning af nationale mængder af restaffald

Bestemmelse af affaldsmængder for indsamlet restaffald fra husholdninger i Danmark og data til beregning af sammensætning af restaffaldet tager udgangspunkt i registrerede mængder af indsamlet restaffald og andre H-koder 2024 i affaldsviden.dk¹⁵.

Disse data opdateres på baggrund af indberetninger fra kommuner og affaldsselskaber og angiver de specifikke mængder kildesorteret husholdningsaffald fordelt på H-koder, som er indsamlet i kommunale ordninger.

Opgørelsen er baseret på data for indsamlet fraktioner i henteordninger suppleret med data for papir og pap afleveret direkte til genbrugspladser, da det vurderes at give det mest retvisende billede af de totale kildesorterede mængder fra husholdninger. Data for de indsamlede mængder på nationalt niveau dækker 94 af 98 kommuner og vurderes derfor af høj kvalitet med kun en lille usikkerhed.

De 4 kommuner, som ikke er omfattet i indberetningen til Affaldsviden.dk har et samlet antal indbyggere på 62.906 personer, dvs. godt 1% af den danske population. For at supplere de faktiske registrerede affaldsmængder opgjort fra 94 danske kommuner med de sidste 4

¹⁵ <https://affaldsviden.info>

kommuner, som ikke har data, er der foretaget en lineær ekstrapolation svarende til det antal indbyggere som ikke er med i Affaldsvidens data. Ekstrapolationen er beregnet som den gennemsnitlige kildesorteret affaldsmængde pr. person fra de 94 kommuner i forhold til det totale indbyggertal primo 2025 jf. Danmarks Statistik¹⁶.

Kildesorteret farligt affald er ikke vurderet aktuel til massebalanceberegning af sammensætningen i restaffald, hvorfor det ikke opgøres i affaldskortlægningen.

4.3.1 Affaldskortlægning

Den totale mængde kildesorteret affald fra husholdninger (opgørelsesår 2024) indsamlet i henteordninger excl. farligt affald samt pap/papir indleveret til genbrugspladser er opgjort til 1.478.960 tons. Heraf er de 740.569 tons H01 – ikke sorteringsegnet restaffald¹⁷.

En mindre andel af papir og pap fra genbrugspladser er erhvervsaffald. Det er dog ikke muligt at adskille mængden, da det ikke er registreret. Det giver således en mindre usikkerhed til massebalance beregningen. Ligeledes er der reelt også en mindre andel husholdningsliggende erhvervsaffald i det indsamlet affald fra husholdninger. Der er ligeledes heller ikke registrering på denne fordeling.

Farligt affald (H-25) er udeladt, da den ikke er relevant ift. vurdering af potentialet for reel genanvendelse. Den indsamlede mængde via henteordninger var 1.575 tons i 2024.

De indsamlede mængder kildesorteret husholdningsaffald i 2024, fordelt på de valgte H-koder, fremgår af nedenstående tabel. Mængderne er indsamlede mængder pr. udvalgt H-kode fra henteordninger samt indleveret mængde pap og papir på genbrugspladser.

Tabel 9 Udvalgte fraktioner af kildesorteret husholdningsaffald fra henteordninger samt pap og papir fra henteordning og genbrugspladser, 2024

Fraktioner	Mængde (Ton)
H01 Ikke sorteringsegnet restaffald	740.569
H02 Organisk affald	312.711
H05 + H09 Papir	110.763
H06 + H10 Pap	102.862
H11 Emballageglas	95.862
H12 Emballagemetal	22.572
H13 Emballageplast	74.453
H18 Drikkekartoner	13.334
H19 Jern og metal	3.037
H39 Tekstilaffald	3.678
Total mængde (ton pr. år)	1.479.839

4.3.2 Fremskrivning for restaffald fra husholdninger

Den samfundsøkonomiske vurdering omfatter en fremskrivning frem til 2040. Den forventede udvikling i den nationale affaldsforsyning af restaffald, skal derfor bestemmes.

¹⁶ Befolkningstal januar 2025 jf. Danmarks Statistik: 5.961.249 personer.

¹⁷ Udtræk fra Affaldsviden.dk

Den samlede mængde restaffald, som potentielt kan behandles på eftersorteringsanlæg, er i 2024 opgjort til 740.569 tons. Denne værdi er en ekstrapolering baseret på 99% af de faktiske registrerede mængder som landets kommuner har afregnet for (ift. modtageanlæg) i ordninger.

Det er i projektet undersøgt om der er forhold i samfundsmæssige tendenser, adfærd, befolkningstilvækst, økonomisk udvikling eller produktudvikling, som kan begrunde en signifikant ændring ved fremskrivning af restaffald mængderne. Der er en række faktorer som kan påvirke udviklingen i forsyning af kildesorteret restaffald frem til 2030 og 2040 som er de valgte reference år for den samfundsøkonomiske analyse, men der findes ikke kvantitative data, som kan godtgøre en klar modificering af enten en nedadgående eller opadgående trend.

En bedre kildesortering fører til lavere relative mængder restaffald pr. person, men en stigende befolkningstilvækst genererer flere mængder totalt. Og antagelser ift. ændringer i produkter, f.eks. emballering og materialevalg, ændringer i adfærd mv. vil ikke kunne udvikles på et kvalificeret grundlag med de data som i dag er tilgængelig.

Selvom der de senere år er registreret et mindre fald i den relative mængde af indsamlet restaffald fra husholdninger, som formodentlig kan tilskrives at husstandene generelt set er blevet bedre til at kildesortere og initiativerne ifm. strømlining af kommunernes indsamlingsordninger og kildesortering har vist effekt¹⁸, fastholdes der i fremskrivning den samme affaldsmængde – steady state fremskrivning til 2040. Denne tilgang er i overensstemmelse med Miljøstyrelsens prognoser i affaldsdatasystemet (ADS).

4.4 Metode til vurdering af sammensætning i restaffald

For at kunne vurdere potentialet for reel genanvendelse af materialer udsorteret fra eftersorteringsanlæg, er det nødvendigt at kende sammensætningen af det restaffald (input) som tilføres eftersorteringsanlæg.

Da der ikke eksisterer landsdækkende analyser af restaffaldets sammensætning som dækker nationale variationer i husholdningsaffaldet fordelt på boligtyper, geografi og demografi, er foretaget en teoretisk beregning.

Metoden til at definere sammensætning af restaffald er baseret på følgende tilgange:

- en samlet massestrømsanalyse baseret på analyserede frembragte affaldsmængder pr. fraktion fra hhv. husstande i etageejendomme og parcelhuse¹⁹.
- data fra udvalgte affaldsselskaber til konfirmering af de teoretiske affaldsfraktioner i indsamlede mængder²⁰.
- udtræk fra Affaldsviden.dk på indsamlede kildesorterede mængder af husholdningsaffald pr. fraktion
- plukanalyser af restaffald tilført case-anlæg²¹

Fremgangsmåden er som følgende:

¹⁸ Affaldsopgørelser fra AffaldPlus og Odense Renovation

¹⁹ MST Miljøprojekt nr. 2234

²⁰ Data fra Odense Renovation og AffaldPlus – indsamlede affaldsfraktioner pr. person

²¹ Plukanalyser fra ProcesFyn skitseprojekt, plukanalyser fra ARC projekt, plukanalyser fra ROAF, IVAR, BRISTA

1. opgørelse af potentialet i kg/person/fraktion for herefter at beregne de totale årlige mængder pr fraktion som samlede årlige potentialer i Danmark pr. fraktion
2. opgørelse af kommunale data om indsamlede mængder pr fraktion (baseret på afregnede mængder indrapporteret til Affaldsviden), hvor vi korrigerer for tabsrater for at finde reelt indsamlede mængder til genanvendelse. Disse mængder fratrækkes de totale potentialer fundet under 1. for at bestemme restpotentialer/sammensætning i restaffaldet.
3. Beregninger verificeres derefter via tilgængelige affaldsanalyser.

4.4.1 Massebalanceberegning for sammensætning af restaffald

Ved at udarbejde en massebalance med udgangspunkt i registrerede kildesorterede mængder fra Affaldsviden.dk. som sammenholdes med plukanalyser af frembragte mængder af affald fra husholdninger, kan der beregnes *det teoretiske potentiale* for sammensætning af fraktioner i restaffald (H01).

Det teoretiske potentiale af genanvendelige fraktioner i restaffaldet beregnes ved at fratrække de kildesorterede mængder pr. fraktion (H-kode) fra de frembragte affaldsmængder pr. fraktion pr. husstand (fordelt på type af husstande).

Dette fundament tilvejebringer data på mængder og sammensætning for de forskellige indsamlingsordninger, geografier og boligtyper og bruges som fundament for ekstrapolering til nationalt niveau.

Det teoretiske potentiale for sammensætningen af genanvendelige fraktioner i restaffald indsamlet fra husholdningsaffald i Danmark vurderes derefter op imod konkrete plukanalyser af restaffald tilført de undersøgte case-anlæg. Plukanalyserne er et øjebliksbillede og kan ikke fortolkes som repræsentativt over f.eks. et år, da det er velkendt, at der kan være variationer afhængig af sæson, hvor den konkrete batch er indsamlet (og husstandes adfærd i netop denne geografi), og ikke mindst den specifikke indsamlings- og kildesorteringsmodel i oplandet. Plukanalyserne anvendes derfor alene som kontroldata²² til at vurdere følsomheder og usikkerhedsmarginer på fraktionsniveau ved beregning af det teoretiske potentiale.

4.4.2 Husstandes affaldsmængder pr. fraktion (potentiale)

Til bestemmelse af husstandes affaldsmængder er anvendt analyser af husstandes frembringelse af affald fordelt på fraktioner, publiceret af Miljøstyrelsen. Data er baseret på affaldsanalyser opgjort pr. husstand pr. uge for hhv. etagebolig og enfamiliebolig. Disse data er omregnet til den gennemsnitlige årlige affaldsmængder pr. person på baggrund af DK Statistik, der definerer et gennemsnit på 2,1 person pr. husstand samt en vægtet fordeling på 65,9 pct. for enfamilieboliger og 34,1 pct. for etagebolig (2024) samt det samlede befolkningstal jf. DK-statistik på 6.002.024 (juni 2024).

Data fra Miljøstyrelsens kortlægning er sammenlignet med tilsvarende data fra Odense renovation opgjort som kg. pr person pr. år. for at vurderer eventuelle varianser mellem data fra et specifikt affaldsopland og det beregnede nationale gennemsnit.

Nedenstående tabel sammenfatter de opgjorte affaldsfraktioner i husholdningsaffald, beregnet som kg. affaldsfraktion pr. person.

²² MST rapport 2234 – Affaldskortlægning af husstandsindsamlet affald, 2023. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2023/02/978-87-7038-490-2.pdf>

Tabel 10 Affaldsfraktioner i husholdningsaffaldet, kg. pr. person pr. år

Fraktioner	Potentiale i kg/pers/år	Relativ fordeling (pct.)	Odense Renovation 2024 kg/pers/år	Relativ fordeling (pct.)
Restaffald	54,9	21,9	60	24,8
Madaffald	97,0	38,6	90	37,6
Plast	22,4	8,9	26*	10,9
Metal	7,4	2,9	26**	10,9
Pap og papir	42,5	16,9	38	15,8
Glas	21,9	8,7		
MDK	5,0	2,0		
Total	251,1		240,5	

*) Plast/MDK kildesorteres sammen

**) Glas og metal kildesorteres sammen

Det fremgår af tabellen at forskellen på den totale frembragte mængde affald mellem de 2 datasæt er under 5 pct. Forskelle i mængden af restaffald er under 3 pct. og forskel i mængde af organisk affald og pap og papir ca. 1 pct. Disse fraktioner kan sammenlignes direkte. For hhv. plast og metal, har Odense Renovation ikke opdelt sortering, så plast/MDK kildesorteres sammen og glas og metal kildesorteres sammen. Det vurderes, at ekstrapoleringerne af de 2 datasæt bekræfter at fordelingen af de forskellige fraktioner samt det totale affaldspotentiale fra husholdninger er nogenlunde ens for alle fraktioner. Hvis årlige affaldsmængder af hhv. glas og MDK trækkes fra Odense Renovation data for plast (med MDK) og metal (med glas), er disse data også ret ens.

Mængden af udsorteret restaffald varierer når man studerer affaldsanalyser (plukanalyser) fra forskellige typer husstande og opland. En affaldsanalyse foretaget for et opland i Nomi4S har opgjort den indsamlede restaffaldsmængde pr. indbygger til ca. 73 kg. om året. I samme undersøgelse blev det defineret at det korrekt sorterede restaffald er 47,2 pct. for parcelhuse og 29,1 pct. for etageboliger²³. Forskelle kan tilskrives de konkrete indsamlings modeller og delvist forklares i grad af fejlsortering af fraktioner, som burde være kildesorteret, men er endt i restaffaldet. En affaldskortlægning for Københavns Kommune, som både omfatter villaer og etageboliger med og uden sortering af madaffald i separat kammer, opgør et niveau for kildesorteret restaffald på ca. 150 kg. pr. indbygger pr. år²⁴. De store forskelle på data fra affaldskortlægninger fra forskellige opland og demografi understreger udfordringen og usikkerheder, f.eks. hvis man beregner de nationale potentialer ud fra konkrete plukanalyser.

De indsamlede affaldsanalyser bekræfter at der er en del fraktioner i restaffaldet, som er fejlsorteret, bl.a. plast/MDK, pap og papir og metaller, som er target-fraktioner i case-anlæggene.

4.4.3 Teoretisk potentiale for husholdningslignende erhvervsaffald

Ud over restaffald fra husholdninger vil restaffald fra husholdningslignende erhvervsaffald reelt også kunne tilføres input til eftersorteringsanlæg. Der kigges ikke nærmere på sammensætning af fraktioner fra husholdningslignende erhvervsaffald i dette projekt, men det er klart at det vil give et betydeligt supplement til den totale volumen af restaffald, som kan eftersorteres. En tilførsel af erhvervsaffald, vil give nogle forskydninger i sammensætningerne af genanvendelige fraktioner i dette restaffald, sammenlignet med restaffald fra husholdninger, f.eks. kan

²³ Sorteringsundersøgelse, Nomi4S 2025, udført af JHN processer

²⁴ Restaffaldsanalyse, Københavns Kommune 2023, udført af Econet.

restaffald fra kontormiljøer forventes at have en anden fordeling af madaffald, pap og papir, plast og metal.

Affaldsfraktioner fra det husholdningslignende erhvervsaffald indgår i dette projekt alene som en perspektivering i forhold til de samlede effekter og potentialer ved eftersortering af restaffald fra husholdninger.

4.4.4 Potentialer af alle affaldsfraktioner i restaffaldet

Alle mængder opgøres i kg/person/år og omregnes til totale absolutte mængder som et potentiale og som vil være et udtryk for en samlet mulig genanvendelsesgrad i Danmark under den teoretiske forudsætning, at der ikke er nogen fejlsortering og at alle husstande kildesorterer affaldet korrekt og optimalt. Det er et optimum som ikke er realiserbart i den virkelige verden. Ved at opstille det teoretiske potentiale overfor de konkrete mængder kildesorteret affald og korrigere for indsamlingseffektivitet i det kildesorterede affald, kan den estimerede potentiale af relevante genanvendelige fraktioner i restaffaldet bestemmes. Til beregning af tabsrater for indsamlingseffektivitet er Affaldsviden.dk nøgletal anvendt.²⁵ Tabsraterne udtrykker den procentuelle fejlsortering i de kildesorterede fraktioner. Da nøgletallene for indsamlingseffektivitet er en generel antagelse baseret på erfaringstal og har stor betydning for især den potentielle mængde af plast og MDK, er beregningen foretaget konservativt ved at udregne potentialet som middelværdi mellem potentialet uden korrigering for tabsrater i det kildesorteret affald og potentialet med korrigering af tabsrater for det kildesorteret affald.

Tabel 11 Teoretisk potentiale af fraktioner i restaffaldet, DK 2024

Fraktioner	Totale indsamlet affald	Teoretisk fordeling hvis det blev perfekt ud-sorteret	Nøgletal for gennemsnitlig indsamlings-effektivitet	Reel mængde kildesorterede fraktioner baseret på nøgletal for indsamlings-effektivitet	Potentiale (A) uden korrigering for tabsrater	Potentiale (B) korrigeret for tabsrater	Potentiale (midelværdi (A+B)/2)
Ikke sorteringsegnet restaffald (H01)	740.569	313.744					
Organisk affald (H02)	312.711	553.902	85%	46.907	241.191	288.098	264.644
Pap og papir (H05+H06+H09+H10)	212.746	267.960	97%	6.382	55.214	61.596	58.405
Emballageglas (H11)	95.862	125.214	96%	3.834	29.352	33.187	31.269
Emballageplast (H13)	74.453	128.002	46%	40.205	53.550	93.754	73.652
Drikkekartoner (H18)	13.334	28.615	72%	3.734	15.281	19.015	17.148
Jern og metal (H12+H19)	25.608	41.994	87%	3.329	16.386	19.715	18.051
Tekstilaffald (H39)	3.678	19.530	75%	920	15.851	16.771	16.311
Total mængde (ton pr. år)	1.478.960	1.478.960		105.310	426.825	532.135	479.480

Det teoretiske potentiale for indhold og relativ fordeling af fraktioner i det gennemsnitlige restaffald indsamlet i DK, er opgjort til 479.480 tons. Heraf er størstedelen et indhold af organisk

²⁵ Nøgletal for tabsrater oplyst af Odense Renovation, Poul Juul Hansen.

affald, hvor den beregnede middelværdi er opgjort til 264.646 tons. Ved at anvende middelværdi for alle fraktioner, fordeles eventuelle usikkerheder ved tabsrater etc. ligeligt mellem alle fraktioner i restaffaldet.

4.4.5 Potentiale af fraktioner i restaffaldet til reel genanvendelse

Det beregnede samlede potentiale af fraktioner der kan udsorteres og genanvendes i et efter-sorteringsanlæg, er 479.480 tons. Det omfatter fraktioner som organisk affald, glas, pap og papir, mad- og drikkekartoner, jern og metal samt tekstil.

De aktuelle driftserfaringer fra eksisterende anlæg er, at det først og fremmest er plast og magnetisk/ikke magnetisk jern og metal, som udsorteres med henblik på reel genanvendelse.

Pap og papir udsorteres af nogle af anlæggende men afsættes ikke til reel materialegenanvendelse men til biogas, eller forbrændes på grund af manglende afsætning af denne fraktion. Kvaliteten af udsorteret pap og papir er for ringe til at papir-genanvendere umiddelbart kan anvende det. Materialet er for kontamineret med andet materiale, og der er problemer med fugt, så baller fermenterer og kan rådne. Mad- og drikkekartoner udsorteres og genanvendes, hvor pap/papir pulpes. Teknisk er der også løsninger til at genanvende plast- og alu folier, men denne løsning er endnu ikke udbredt for MDK, som indsamles og afsættes i Danmark.

Det organiske affald udsorteres også men det er for at opnå en mere effektiv sortering af de øvrige fraktioner (eksklusiv de indsamlingsordninger hvor madaffaldet sorteres i separate poser og lægges sammen med restaffaldet). Der er i vores analyser ikke fundet nogen eksempler på at det udsorterede organiske affald (ud over det kildesorterede madaffald i poser) går til reel genanvendelse. Det udsorteres enten til forbrænding eller til intern bioforgasning, da kvaliteten er for kontamineret med andre materialer til at udbringe restprodukt som jordforbedringsmiddel på landbrugsjord.

Selvom glas i princippet kan udsorteres til reel genanvendelse, er det ikke en fraktion, som de undersøgte anlæg prioriterer at udsortere på da det er teknisk udfordrende at løfte glas med lufttryk på grund af vægten. Glas går derfor med rejkt til forbrænding og udgår der som en del af slaggen.

Tilsvarende er tekstil heller ikke en fraktion som udsorteres, da det er for kontamineret til at repræsenterer en værdi til reel genanvendelse.

Det samlede potentiale af fraktioner til reel genanvendelse opgøres derfor til plast, metaller samt mad- og drikkekartoner. Organisk affald, pap- og papir, glas og tekstiler medtages ikke i potentialeopgørelsen til reel genanvendelse i de videre beregninger, da der ikke er praksis for afsætning af disse fraktioner til reel genanvendelse.

I nedenstående tabel er opgjort de beregnede potentielle mængder i det tilførte kildesorteret restaffald, som kan udsorteres med henblik på reel genanvendelse.

Tabel 12 Potentiale af target fraktioner i restaffald, som kan udsorteres med henblik på reel genanvendelse (tons pr. år, 2024)

Fraktion	Mængde (ton)
Plast	73.652
Mad- og drikkekartoner	19.655
Jern og metal	18.051
Total mængde (ton pr. år)	111.358

Det estimeres, at det nationale potentiale for fraktioner, som kan genanvendes fra det kildesorterede restaffald i Danmark, var 111.358 tons i 2024. Denne mængde danner grundlag for de

videre beregninger af potentialet til reel genanvendelse når mængderne tilføres eftersorteringsanlæg, udsorteres og forædles i den efterfølgende værdikæde.

4.5 Sammensætning og kvalitet af fraktioner i restaffaldet

I dette afsnit vurderes den beregnede teoretiske sammensætning i forhold til konkrete affaldsanalyser indsamlet fra forskellige kilder og opland.

Den teoretiske sammensætning af fraktioner i restaffaldet er vurderet i forhold til konkrete affaldsanalyser af henholdsvis restaffald og kildesorteret affald for at kunne vurdere usikkerhedsintervaller i de teoretiske fraktioner. Plukanalyserne udtrykker til enhver tid et øjebliksbillede for de specifikke husstande, hvor affaldet stammer fra. En vurdering skal derfor ses i forhold til dette.

Tabellen nedenfor sammenfatter det beregnede potentiale af fraktioner i restaffaldet samt faktiske fraktioner fra plukanalyser i forskellige opland og demografi fra danske affaldsanalyser.

Tabel 13 Den teoretiske sammensætning af fraktioner i restaffaldet og fraktioner opgjort i affaldsanalyser (kg. pr. person/år)

Fraktion	Restaffald Teoretisk potentiale,	Restaffald Odense Renovation	Restaffald København	Restaffald Nomi4S
Organisk affald	44,4	17,6	57,3	17,2
Papir	5,7	1,8	5,3	1,6
Pap	4,1	2,7	5,0	2,1
Glas	5,2	1,2	4,8	1,0
Metal	3,0	1,9	2,6	1,0
Plast	12,4	8,4	12,3	6,2
Drikkekartoner	2,9	1,7	3,1	1,6
Tekstil	2,7	3,2	7,6	2,1

I forhold til target-fraktioner for reel genanvendelse kan der konstateres forskelle i det beregnede potentiale af target-fraktioner og sammenlignet analyser af restaffald fra forskellige affaldsselskaber. Den teoretiske potentialeberegning og affaldsanalyse fra Københavns Kommunes er relativt ens på de konkrete target-fraktioner (plast, metal, MDK).

Der er en større forskel på den teoretiske potentialeberegning og affaldsdata fra Odense Renovation og Nomi4S, hvor mængderne er noget lavere. Der er ikke umiddelbart nogen forklaring på dette. Dog skal det bemærkes, at Odense er en af de danske kommuner med flest Nej-TAK til reklamer, hvilket vurderes som en del af forklaringen på forskel i papir/pap potentiale. Herudover har boligsammensætning mm. en betydning.

I nedenstående tabel er target-fraktioner i input restaffald fra de undersøgte nordiske sorteringsanlæg sammenstillet med det teoretiske potentiale²⁶. De nordiske analyser afspejler at de har en anden kildesortering i Norge og Sverige end i Danmark, hvor relativt mere plast går med restaffaldet.

²⁶ Indsamlet plukanalyser fra BRISTA, Roag, Ivar. Plukanalyserne er udført i 2023-2024.

Tabel 14 Target fraktioner, kg. pr. ton restaffald

Fraktion	Teoretisk potentiale	IVAR	BRISTA	ROAF
Metal	24	41	15	24
Plast	99	230	194	
Drikkekartoner	23			15

Det teoretiske potentiale for metal er identisk med analysen fra ROAF, men betydelig over BRISTA og noget lavere end IVAR. Det teoretiske potentiale for MDK kan ikke sammenlignes 1:1 med niveauet for IVAR og BRISTA, da denne fraktion indgår i pap og papir. Det teoretiske potentiale for plast er betydeligt lavere end IVAR og BRISTA, hvilket bl.a. afspejler forskelle i kildesortering af plast.

I en affaldsanalyse fra AffaldPlus 2025²⁷ for kildesorteret affald fra enfamiliehuse, undersøges effektiviteten af kildesorteringen. Der regnes i undersøgelsen med at effektiviteten for etageboliger vil ligge ca. 20 procentpoint lavere end for enfamilieboliger. Det teoretiske potentiale er baseret på indsamling fra både enfamilieboliger og etageboliger.

Følgende effektiviteter er noteret for de target-fraktioner, som analyseres i forhold til reel genanvendelse.

- Effektiviteten for AffaldPlus Plast/MDK er analyseret til ca. 65 pct. I beregning af det teoretiske potentiale er effektiviteten beregnet til ca. 55 pct.
- Effektiviteten for kildesortering af metal er ca. 90 pct. I beregning af det teoretiske potentiale er effektiviteten beregnet til ca. 63 pct.

En tilsvarende analyse for Nomi4S fra 2025²⁸ for henholdsvis parcelhuse og etageboliger, bekræfter at der er forskelle i husstandstypernes niveau for kildesortering og at etageboliger generelt har en ringere kildesortering.

- Sorteringseffektiviteten for Plast/MDK var 80 pct. for parcelhuse og 72% for etageboliger.
- Sorteringseffektiviteten for metal er i Nomi4S undersøgelsen er 86,6 pct. for parcelhuse og 67,2 for etageboliger

Generelt konstateres der en større divergens ved sammenligning af forskellige plukanalyser af restaffald alt efter opland, husstandstyper og indsamlings-systemer.

4.6 Sammenfatning

Beregningen af det teoretiske potentiale af fraktioner i restaffaldet bliver i overvejende grad understøttet af de data som fremgår fra konkrete plukanalyser af kildesorteret restaffald fra danske opland og plukanalyser fra case-anlæggene. Dog vurderes der at være en ikke ubetydelig usikkerhed i forhold til mængden af plast og metal. De undersøgte affaldskortlægninger er dog ikke entydig på om disse fraktioner er over- eller underestimeret. Begge situationer kan være tilfældet. Det er derfor væsentligt at medtage denne usikkerhed ved fortolkning af projektets konklusioner.

²⁷ Undersøgelse af husstandsindsamlet affald fra enfamilieboliger i Næstved, Ringsted og Sorø, AffaldPlus 2025. Udført af Econet.

²⁸ Sorteringsundersøgelse, Nomi4S, 2025. Undersøgelse af affald fra parcelhuse og etageboliger. Udført af JHN Processer.

4.7 Scenarie for etablering af 8 eftersorteringsanlæg

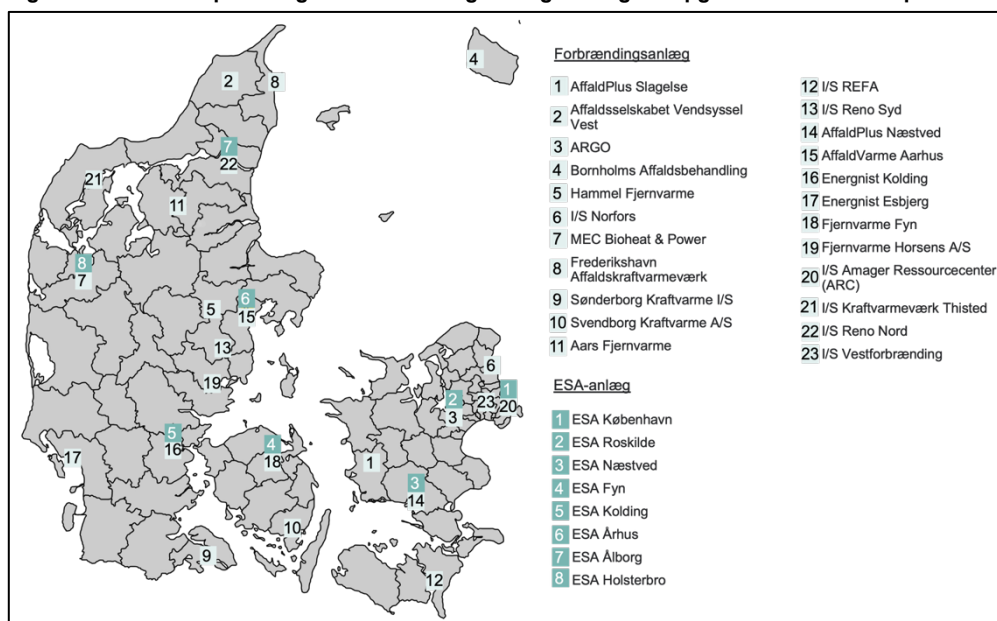
Den samlede mængde restaffald fra husholdninger i Danmark udgør for nuværende 740.569 ton ifølge 2024-data fra affaldskortlægningen. På baggrund heraf foreslår vi, at der etableres otte eftersorteringsanlæg på tværs af Danmark, hver med en maxkapacitet på 140.000 tons, og som alle behandler 92.500 tons restaffald fra husholdninger under forudsætning af, at affaldet fordeles ligeligt. I praksis behøver det ikke at være tilfældet, at alle anlæg er lige store. Det vil være genstand for både tekniske, økonomiske og politiske overvejelser, hvor anlæggene skal placeres, og hvilken kapacitet de så skal have for at dække behovene i deres opland, samt om der skal være flere eller færre end otte anlæg. For enkelthedsens skyld antages det i de gennemførte analyser, at der etableres otte lige store anlæg på tværs af landet.

Selvom inputmængden på 92.500 tons ligger under anlæggenes tekniske kapacitet på 140.000 ton, vurderes kapacitetsniveauet at være hensigtsmæssigt, da den højere kapacitet kun marginalt øger driftsomkostningerne og samtidig giver mulighed for at håndtere andet restaffald, der måtte være behov for at eftersortere i fremtiden, f.eks. husholdningslignende restaffald fra virksomheder.

Til brug for analysen, herunder beregning af mertransport for restaffaldet sammenlignet med kørsel til forbrænding, har vi foretaget en provisorisk geografisk fordeling af de otte anlæg. Sigtet har været, at der skal være en fornuftig geografisk dækning på tværs af landet, så restaffaldet fra alle steder (undtagen Bornholm) kan transporteres til et eftersorteringsanlæg uden, at der skal foretages langdistancekørsel. Den geografiske fordeling er foretaget, dels ud fra et princip om, at de forskellige oplande skal kunne dækkes geografisk optimalt, dels at alle eftersorteringsanlæg placeres ved (eller tæt på) et eksisterende forbrændingsanlæg, da en betydelig del af det udsorterede restaffald efter sorteringen skal videre til forbrænding.

Nedenfor er der udarbejdet en illustration af forbrændingsanlæggenes aktuelle placering i Danmark. I samme illustration er der angivet hvor eftersorteringsanlæggene potentielt kunne være placeret, hvis de skal fordeles rimeligt i forhold til Danmarks geografi, demografi og affaldsmængder.

Figur 5: Provisorisk placering af eftersorteringsanlæg til brug for opgørelser af mertransport



De foreslåede placeringer holder transporten nede og udnytter driftsmæssige synergier i den eksisterende affaldsinfrastruktur. De valgte placeringer er ikke et udtryk for en anbefaling af

bestemte affaldsselskaber eller forbrændingsanlæg. Det er alene en placering som er foretaget for at kunne udarbejde realistiske forslag til transportscenarie.

Nationalt er der i alt 23 forbrændingsanlæg, som modtager og behandler restaffald fra de omkringliggende kommuner. Det forudsættes, at alle disse anlæg fortsætter med at operere, selvom det er sandsynligt, at der på længere sigt vil blive nedlukket (eller ikke nyinvesteret i) et eller flere anlæg som følge af konkurrenceudsættelsen. Det er dog udenfor rammerne af analysen at vurdere, om, hvornår og hvilke forbrændingsanlæg, der eventuelt vil ophøre.

Scenariet anvendes i transportanalysen, afsnit 7.2.1, hvor den samfundsøkonomisk effekt af ekstra affaldstransport til eftersorteringsanlæg udregnes, baseret på de faktiske lokationer af forbrændingsanlæg og de teoretiske lokationer af eftersorteringsanlæg.

5. Vurdering af reel genanvendelse

I dette afsnit vurderes potentialet for reel genanvendelse af target-fraktioner udsorteret fra eftersorteringsanlæg og distribueret til videre oparbejdning. Afsnittet omhandler dels undersøgelse af sorteringseffektivitet og renhedsgrad fra eftersorteringsanlæg, og dels undersøgelse af potentialer for reel genanvendelse af fraktioner.

5.1 Sammenhæng mellem restaffald input og materialer til udsortering

Sammensætningen af restaffaldet har stor indflydelse på sorteringseffektiviteten ved eftersortering af restaffaldet såvel som kvaliteten af de udsorterede fraktioner. Afhængig af det konkrete valg af kildesortering af husholdningsaffaldet kan restaffaldet indeholde varierende mængder af de enkelte materialer, som potentielt kan udsorteres og materialers forureningsgrad vil være påvirket af den valgte kildesortering af affaldet fra husholdningen.

Danske husholdninger kildesorterer madaffald. Det bidrager til en reducere af det samlede vandindhold i restaffaldet, og gør også de tilbageværende materialer nemmere at udsortere, da fraktionerne er relativt mere tørre. Kildesortering af især madaffald bidrager til at optimere kvalitet og sorteringsgrader for andre affaldsmaterialer til reel genanvendelse. Generelt skal det bemærkes at det især har en positiv effekt på pap og papir, da det er materialer, der suger fugt. Våd pap og papir, som er kontamineret med organisk affald, har ringe værdi som materiale til genanvendelse.

Forureningselementer fra én fraktion kan overføres til overfladen af andre fraktioner. Denne type forurening kan påvirke genanvendeligheden af de udsorterede fraktioner. Dette gælder som nævnt for pap og papir men også for plast.

Uanset system for kildesortering vil restaffaldet altid indeholde en vis mængde vådt, organisk affald, der vil bidrage til forurening af de tørre materialer i restaffaldet.

Ved vurdering af potentialet for eftersortering af restaffald er det derfor nødvendigt at tage udgangspunkt i en specifik affaldssammensætning således som det er gjort med den nationale massebalance, hvor det teoretiske potentiale er beregnet i forhold til de faktiske indsamlede affaldsmængder pr. fraktion.

Renhedsgrad for udsorterede target-fraktioner varierer alt efter materiale og ligger i niveauet 90-95 pct. renhed for plast og magnetisk/ikke magnetisk metal og MDK med de nyeste teknologier og performance-garantier, som stilles til eftersorteringsanlæggene²⁹. Det vil blive gennemgået nærmere nedenfor.

Ovenstående referencer kan bruges som udgangspunkt for danske forhold, men data for restaffaldets materialesammensætningen er det helt centrale datasæt for at kunne vurdere genanvendelsespotentialet i restaffald fra danske husholdninger.

²⁹ IVAR 2.0 (Mepex) performance-krav til udstyrsleverandør til renhed for metal, pap/papir, plast

5.2 Materialer og kvaliteter til reel genanvendelse

Vurdering af materialekvaliteter og afsætningsmulighederne er baseret på interviews og informationer fra case-anlæg og oparbejder. Target-fraktionerne gennemgås nedenfor.

5.2.1 Plastmix

Det er valg af teknologisk set-up og antallet af gennemløb og NIR-scannere, som definerer hvilken plast som udsorteres og hvor effektiv udsorteringen er. For de undersøgte case-anlæg gælder, at der er variationer ift. hvilke plastfraktioner, som anlæggene prioriterer at udsortere. Bestemmende faktorer har i højere grad været aftaler med producentansvars-ordninger og prioriterede plast-fraktioner i dette regi, end afsætningspotentialer i markedet. Syntesen for den plast, som udsorteres fra case-anlæggene, er, at det helt overvejende afhændes til producentansvars-organisationerne i de pågældende lande, som derefter sender plasten videre til polymersortering. I Norge og Sverige sker det på separate anlæg ejet af landenes respektive producentansvarsordninger. I Holland (Omrin) sker det delvist på eget anlæg, som er tilkoblet polymer-sorteringslinjer. Syntesen er desuden, at de primære plastmængder i restaffaldet er forskellige typer af folier og film og mængden af hård plast, f.eks. HDPE og PE og PET er mindre.

Da investeringsomkostninger til sortering af plast med polymersortering vil øge de samlede investeringsomkostninger betragteligt, og plastpotentialet relativt set er mindre i kildesorteret restaffald fra danske husholdninger, sammenlignet med de undersøgte case-anlæg, vurderes det mest oplagt, at man ved dimensionering af et dansk sorteringsanlæg, fokuserer på kun et enkelt output i form af mix plast af de primære plastfraktioner til videre oparbejdning på polymerings-anlæg som f.eks. Ressource.dk i Esbjerg, som modtager meget af det kildesorterede plast fra husholdningerne.

Sammensætningen af genanvendeligt mix plast defineres af de target emner, som eftersorteringsanlæggene sætter. Denne fraktion indeholder både folier og hård/blød plast og er sorteret i en kvalitet, så det kan afsættes til videre eftersortering på polymeriseringsanlæg. Fra case-anlæggene består den udsorterede mixed plast af følgende plastpolymervarianter:

- LDPE/HDPE folie
- andre folier
- HDPE
- PP
- PET

Øvrige plastfraktioner, som ikke er defineret af anlægget som target-plast, udgår som rejekt til forbrænding. Anlæggets teknologi og alder definerer, hvilke muligheder der er for udsortering af forskellige target-plasttyper.

Der er eksempler fra case-anlæggene, at der også sorteres på at udskille andet blandet plast som ikke er target fraktioner, som derefter afsættes til brændselsformål i industrien³⁰.

Markedsprisen for genanvendeligt mix plast til genanvendelse er meget fluktuerende. Pris er også afhængig af den specifikke materialekvalitet. Anvendte enhedspriser til økonomi-beregning fremgår af kapitel 7.

Renhedsgraden for mix plast kan forventes at være høj. Standarden for krav til renhedsgrad for nye anlæg er 95 pct. renhed³¹.

³⁰ IVAR 2.0 beregningsskema og nedstrømsindtægter og udgifter (intern data)

³¹ Dette performance krav gælder f.eks. for IVAR 2.0 og Høgdal og er også dette niveau som Mepex stiller som performancegaranti.

5.2.2 Mad- og drikkekartoner (MDK)

Mad- og drikkekartoner er f.eks. mælkekartoner, juicekartoner og yoghurt kartoner fra Tetra-Pak, Elo pak og lignende. Anden mademballage som f.eks. soja-flasker vil udgå med enten pap/papir fraktionen eller plastfraktionen. Det er yder-materialet som NIR-scanner efter og som vil definere hvorvidt øvrig emballage sorteres som pap eller plast.

Udsorteret MDK sendes til genanvendelse hos specialiserede recyclere som f.eks. Fiskeby i Sverige. MDK adskilles i papirfibre, plast(skruelåg), plastfolier og evt. aluminium. Papirfibrene genanvendes i ny emballage,

Plast og aluminium fra MDK kan rent teknisk også genanvendes, alt efter anlægsteknologi.

Flere af de undersøgte case-anlæg udsorterer MDK til genanvendelse og omkostning afregnes med den nationale producentansvarsordning.

Renhedsgraden for MDK forventes at være relativ høj. Standarden for krav til renhedsgrad for nye anlæg er 90 pct. renhed.³²

5.2.3 Metal

Metaller udsorteres som magnetisk og ikke magnetisk metal. Erfaring fra case-anlæg er, at det afsættes til genanvendelse til samme pris som kildesorteret metaller.

Renhedsgraden for magnetisk metal og ikke magnetisk metal er ca. 90 pct. Fordelingen mellem magnetisk og ikke magnetiske metaller er ca. 50/50. Der regnes derfor med dette gennemsnit for en samlet fraktion af udsorteret magnetisk og ikke magnetisk metal på 90 pct. til videre genanvendelse.

Metallerne afsættes til brokere til markedspris for henholdsvis magnetisk og ikke magnetisk metal. Afhængig af sortering, kan aluminium også afregnes særskilt.

5.2.4 Farligt affald

Farligt affald er ikke en target-fraktion til reel genanvendelse, men det er en fraktion, som case-anlæggene har erfaring med, forekommer i input. Typisk farligt affald i restaffald omfatter spraydåser, lightere og maling, lim og lak emballage samt batterier og andet EE-affald som kabler og lamper, samt små elektriske artikler såsom legetøj, små husholdningsapparater, hovedtelefoner, kameraer, lommelygter osv.³³

Den metalliske del af det farlige affald udsorteres sammen med det øvrige metalaffaldet. Fraktionen eftersorteres i nogle tilfælde derefter. ROAF, BRISTA og IVAR har data fra plukanalyser på omfanget af dette output. ROAF har foretaget en detaljeret vurdering med billeder og grovsortering. Batterier mv. er blevet adskilt fra det farlige affald og vejjet og registreret separat. I nedenstående tabel fremgår de registrerede mængder.

Tabel 15 Plukanalyse for farligt affald i restaffaldet

	Andel i restaffaldet (pct.)	Kg. pr. person pr. år
Batterier	0,15%	0,21 kg
EE	0,87%	1,24 kg
Andet farligt affald	0,44%	0,62 kg

³² Dette performance krav gælder f.eks. for IVAR 2.0 og Høgdal og er også dette niveau som Mepex stiller som krav til leverandørens performancegaranti.

³³ Roaf plukanalyse 2021.

Udsorteret metallisk farligt affald som batterier og EE indleveres til WEEE systemet for videre genanvendelse.

5.3 Erfaringer med sorteringsgrad

I det følgende defineres projektets værdier for den effektive sorteringsgrad. Den effektive sorteringsgrad udtrykker den udsorterede mængde af en fraktion (output) i procent af den samlede mængde af fraktionen som er indeholdt i restaffaldet (input) tilført eftersorteringsanlægget. Der er kun defineret effektiv sorteringsgrad for de materialer, som vurderes relevante at udsortere til reel genanvendelse.

Plastmix

Sorteringseffektiviteten for den totale mængde plast som tilføres eftersorteringsanlæg med restaffald vil afhænge af hvad der konkret defineres som target plast og hvor meget der gennemsnitlig tilføres af dette.

I det fynske skitseprojekt blev der opereret med lidt under 60 pct. af alt plastpotentialet³⁴, ARC forventer en sorteringseffektivitet på 63 pct. af plast i restaffaldet, Omin præsterer en gennemsnitlig sorteringseffektivitet på 66,3 pct., BRISTA og ROAF præsterer en sorteringseffektivitet på under 40 pct. af input. Procenten er den værdifulde plast i den samlede plastmængde, og tabet er enten ringe plast som ikke er relevant at udsortere eller plast som enten tabes i forbindelse med grovsortering og efterfølgende sortering. Der vil altid være en del af plasten, der ikke er egnet til genanvendelse (kompositter mv). I en eventuel fremtid, hvor en større andel af plasten er mono-polymerer, vil udsorteringsgraden formodentlig blive højere.

Når det kommer til sorteringseffektivitet, er det i sidste ende det konkrete tekniske set-up og gennemløbstider, der definerer resultatet. Til den videre beregning af genanvendelsespotentialet fastsættes en udsortering på 65 pct. af det samlede plast-input i restaffaldet. Dels er der case-anlæg i drift i dag som præsterer på dette niveau og højere, dels sker der p.t. fortsat meget udvikling af NIR scanner teknologien, dels sker der også ændringer i plastsammensætningen i fødevareplast hen mod mere PET.

Mad- og drikkekartoner

Sorteringseffektiviteten for mad og drikkekartoner som tilføres eftersorteringsanlægget med restaffaldet defineres af hvordan anlæg opsættes til at sortere på MDK emballager. Enheder af mad- og drikkekartoner, som er små og vanskeligere at identificere for en scanner, kan delvist udgå med fines ifm. grovsortering, MDK går til videre sortering og sorteres typisk i MDK over og under 0,5 l.

På baggrund af empiri fra case-anlæg og interviews med rådgivere og teknologi-leverandører vurderes det realistisk at kunne præstere en sorteringseffektivitet for MDK på 70 pct. af input-mængden i restaffaldet.

Metal

På baggrund af empiri fra case-anlæg og interviews med rådgivere og teknologi-leverandører vurderes det realistisk at kunne præstere en sorteringseffektivitet for metaller på 85 pct. for ikke magnetiske metaller og 95 pct. for magnetiske metaller. Der anvendes derfor en gennemsnitlig sorteringseffektivitet for den samlede metalfraktion på 90 pct. i den videre beregning.

Tabellen nedenfor sammenfatter den definerede effektive sorteringsgrad og renhedsgrader pr. target fraktion. Sorteringsgraden er som nævnt ovenfor, værdien for den procentuelle mængde af fraktionen som udsorteres af det samlede input af den pågældende fraktion. Det er ikke et

³⁴ ProcesFyn skitseprojekt for eftersortering af restaffald.

udtryk for performance-effektiviteten på NIR-scannere (som typisk er i niveauet omkring 90 pct. jf. afsnit 5.1).

En effektiv sorteringsgrad på 65 pct. for plast, udtrykker den mængde for den konkrete fraktion, som vurderes at være potentialet for god kvalitet til videre oparbejdning for reel genanvendelse. Der tages således højde for, at der forekommer target-materiale, som udgår med rejekt ved første grovsortering og materiale som ikke er egnet til videre genanvendelse.

Tabel 15: Den effektive sorterings- og renhedsgrad for target-fraktioner

Fraktion	Sorteringseffektivitet	Renhedsgrad
Plast	65%	95%
Mad- og drikkekartoner	75%	90%
Jern og metal	90%	90%

Ved sammenligning med massebalancer fra de undersøgte case-anlæg er den forventede udsorterede mængde plast til reel genanvendelse lav. Projektets videre beregninger er derfor konservative.

5.4 Producentansvar og eftersorteringsanlæg

Udgifter til indsamling og behandling af emballager i eftersorteringsanlæg er i Sverige, Norge og Holland økonomisk kompenseret af de respektive producentansvarsordninger, om end modellerne er forskellige. Det er derfor undersøgt nærmere, hvordan ordningerne er sammensat i forhold til eftersortering af restaffaldet. Tabellen nedenfor viser hvilke fraktioner der er udgiftkompenseret af de nationale producent ansvars ordninger.

Tabel 16 Oversigt over økonomisk kompensation fra producentansvar

	Plast-emballage	Metal-emballage	Mad- og drikkekartoner
Holland	X	X	X
Norge	X		X
Sverige	X		

5.4.1 EPR Holland

Indsamling og behandling af plastemballage, mad- og drikkekartoner og metalemballage er underlagt en hollandsk EPR-ordning. Denne ordning har været i drift siden 2014 og drives af en privat organisation (Afvalfonds-Verpakkingen - AFV) på vegne af emballagesektoren (producenter, importører, forhandlere). De betaler et EPR-gebyr baseret på de mængder emballage, de bringer på markedet.

Modus operandi for denne EPR forhandles mellem AFV og den hollandske kommuneforening (VNG) og fastlægger de vigtigste roller og ansvarsområder samt de økonomiske vilkår for EPR. Da emballage er underlagt en EPR-ordning, skal de kommunale omkostninger til indsamling, behandling og forarbejdning kompenseres af AFV. Inden for den nyligt genforhandlede EPR-ordning er der grundlæggende 3 muligheder, som hollandske kommuner kan vælge imellem:

1. Total kontrol over værdikæden (fra indsamling til genbrug og markedsføring af materialerne). AFV kompenserer kun kommunerne for indsamlingsomkostninger. De (økonomiske) risici ved efterindsamlingsaktiviteter overføres fuldstændigt til kommunen.

2. Kildesepareret indsamling. Kommunerne kompenseres for omkostningerne ved at holde indsamlingssystemet kørende. AFV er ansvarlig for efterindsamlingsaktiviteter, herunder de

økonomiske risici. Der er dog også en risiko for kommunerne, fordi de er ansvarlige for kvaliteten af det indsamlede materiale. Hvis strømmen er for foruren, vil kompensationen fra AFV være lavere.

3. Eftersortering. Kommunerne indsamler emballagestrømmen usorteret sammen med det andet usorterede husholdningsaffald. Sortering sker efter indsamling på anlæg, der drives eller er kontraktansat af AFV. AFV er også ansvarlig for eftersorteringsaktiviteter.

Da EPR-ordningen for det meste er omkostningsdrevet, er AFV's reference at kommunerne vælger den billigste løsning som er mulighed 3. Der er dog stærke politiske præferencer for mulighed 2, så mulighed 2 har 'overlevet' i de seneste genforhandlinger af EPR-ordningen.

5.4.2 EPR Sverige

FTI er den primære kollektive ordning for varetagelse af virksomhedernes producentansvar. Producentansvaret varetages gennem udbud af indsamlingsopgaven med krav om, at affald overdrages til FTI efter indsamling. FTI består af en række materielselskaber med ansvar for indsamling af forskellige materialer, herunder for plast og pap/papir produkter.

Producentansvaret i Sverige har indgået individuelle aftaler med de svenske eftersorteringsanlæg om behandling af emballageplast. Eftersorteringsanlæggene afregnes de respektive behandlingspriser ved udsortering af plasten og NPA overtager ejerskabet af den plast som er udsorteret. Det kan derefter sorteres yderligere i SPÅ polymersorteringsanlæg. Prisstrukturen er ikke kendt.

5.4.3 EPR Norge

Producentansvaret i Norge for plastemballage er organiseret i Plastretur. OMRÅ, som er et polymersorteringsanlæg, er ejet af Plastretur og TOMRA. Der indgås individuelle aftaler med eftersorteringsanlæg om behandling af emballageplast og MDK. Eftersorteringsanlæggene afregnes de respektive behandlingspriser ved udsortering af plasten og Plastretur overtager ejerskabet af den plast, som er udsorteret. Det kan derefter sorteres yderligere i bl.a. polymersorteringsanlæg OMRÅ. Det er ikke afdækket, hvad der sker med den videre behandling af MDK. Prisstrukturen ønskes ikke oplyst.

Ifølge Norges affalds-forskrift, skal Plastretur/OMRÅ dække eftersorteringsanlæggenes omkostninger til udsortering af plast. Det er i praksis ikke helt klart hvordan det skal tolkes, men refusionen fastsættes i en forhandling baseret på at OMRÅ henter udsorteret plast gratis og af Plastretur dækker en andel af omkostningen til indsamling af restaffaldet svarende til plastandelen samt driftsudgifter/behandlingspris for de mængder (tons) som udsorteres af plast.

OMRÅ finsorterer plasten til højværdi og indtægter herfra bruges til at dække omkostninger til udsortering og behandling og manko-beløb dækkes af producenterne.

5.5 Fraktioner til reel genanvendelse

Vurdering af fraktioner til reel genanvendelse er baseret på en beregning af:

- Udsorteret fraktioner fra eftersorteringsanlæg
- Renhedsgrad for de udsorterede fraktioner
- Materialetab ved videre oparbejdning

Den gennemsnitlige sorteringseffektivitet og renhedsgrad pr. fraktion er defineret i tidligere afsnit. I tillæg hertil er der indsamlet værdier for materialetab ved videre oparbejdning til reel genanvendelse i de efterfølgende værdikæder. Til bestemmelse af disse værdier er anvendt affaldsbrancheforeningen Cirkulær's faktaark for de udvalgte fraktioner, hvori der indgår

nøgletal for ressourcetabet i den videre oparbejdning³⁵. De anvendte værdier er generiske værdier for oparbejdning af plast, metaller og MDK, som er opdateret i 2025 og baseret på et review af de aktuelle værdikæder for genanvendelse af disse fraktioner.

Materialetabet for den videre oparbejdning jf. Cirkulær's generiske værdier er:

- Plast: 15 pct. yderligere materialetab frem til et plastprodukt (flakes eller pellets) som erstatter en tilsvarende virgin plastråvare
- Mad- og drikkekartoner: Der regnes med en yderligere eftersorteringseffektivitet på 92 pct. og et udbytte af pap/papir på 78 pct. Der er i denne opgørelse ikke regnet videre på den reelle genanvendelse af plast og metal/alu fra MDK
- Metal: 88,5 pct., som er gennemsnit af materialetab ved magnetisk oparbejdning på 84 pct. og materialetab for ikke magnetisk oparbejdning på 93 pct.

De konkrete nationale mængder til reel genanvendelse fremgår af nedenstående tabel. Tabellen sammenfatter de estimerede udsorterede mængder af target-fraktioner på nationalt niveau pr. år (jf. kap. 4), den totale mængde rent materiale i target-fraktion, hvor man beregner ud fra den konkrete renhedsgrad, samt den reelle mængde materiale efter oparbejdning som kan genanvendes og 1:1 erstatter tilsvarende materiale.

Tabel 17 Reel genanvendelse af fraktioner, ton pr. år

Fraktion	Udsorteret (ton)	100% rent materiale (ton)	Reel genanvendelse (ton)
Plast	47.874	45.480	38.658
Mad- og drikkekartoner	12.003	10.803	7.752
Jern og metal	16.246	14.621	12.940
Total mængde (ton pr. år)	76.122	70.904	59.350

Der udsorteres 9,6 pct. af restaffaldet til videre genanvendelse og den reelle genanvendelse af target-fraktioner ved national eftersortering af restaffaldet er beregnet til i alt 59.350 tons.

5.6 Afsætningsmuligheder og markedsudvikling

Afsætningsmuligheder afhænger af kvaliteten af de fraktioner som er udsorteret.

Mix plast i god kvalitet er muligt at afsætte til polymer-sortering via opkøbere og den videre polymersortering kan blive udført på anlæg som Ressource.dk, tilsvarende SPÅ i Sverige og Områ i Norge. Afsætningsprisen er p.t. en udgift i det nuværende marked.

Det er muligt også at udsortere plast i dårligere kvaliteter til genudnyttelse. IVAR anlægget planlægger at udsortere både plast i god kvalitet (typisk monopolymerer) og dårlig kvalitet (typisk laminater). Plast i dårlig kvalitet kan f.eks. afsættes til cementproduktion som brændsel. På sigt forventes det at kunne afsættes som lav-kvalitet råvare til genanvendelse³⁶.

³⁵ Klimafaktorer for indsamling og genanvendelse af husholdningsaffald og husholdningslignende erhvervsaffald version 2.0. COWI, Brancheforeningen Cirkulær og Dakofa, Januar, 2025. <https://cirkulaer.dk/files/media/document/Generiske%20klimafaktorer%20version%202.0.pdf>

³⁶ Interview noter fra samtale med Tomra, leverandør til Områ anlægget, oktober 2025.

6. Miljøeffekter ved eftersortering af restaffald

6.1 Metode til beregning af miljøeffekter ved eftersortering

Formålet med miljøkonsekvensvurderingen er at vurdere, hvorvidt eftersortering af restaffald fra husholdninger samlet set er en miljøeffektiv løsning sammenlignet med den nuværende affaldsbehandling af restaffald, hvor alt går til forbrænding uden forudgående eftersortering.

Den kvantitative del af miljøkonsekvensvurderingen er baseret på beregning af CO₂-effekt ved eftersortering og øget reel genanvendelse af relevante materialestrømme i forhold til forbrænding, set i et livscyklusperspektiv.

Beregning af CO₂-effekt set i et livscyklusperspektiv foretages ud fra enheden:

- 1 ton indsamlet restaffald fra kildesorteret husholdningsaffald

Beregningen skaleres derefter til den nationale forsyning af kildesorteret restaffald fra husholdninger. Herudover indgår også en kvalitativ miljø- og arbejdsmiljøvurdering af de væsentligste øvrige forhold relateret til drift af eftersorteringsanlæg. Den kvalitative vurdering er baseret på de oplysninger om driftserfaringer som er blevet indsamlet fra case-analyserne.

6.1.1 Afgrænsning

Miljøeffektvurderingen inkluderer hele livscyklus, når der beregnes på konkrete CO₂-effekter:

- Indsamling af restaffald
- Eftersortering af restaffald
- Behandling af udsorterede fraktioner, inklusive oparbejdningseffektivitet
 - o Restaffald/rejekt (forbrænding)
 - o Plast (genanvendelse)
 - o Metal (genanvendelse)
 - o Mad- og drikkekartoner (genanvendelse)

6.1.2 Forudsætninger for miljøeffektberegning

Indsamling

Ved national eftersortering af restaffald må der forventes en øget transport i forbindelse med indsamling af restaffald, idet der vil være flere omlastninger af affaldet og relativt længere distance mellem kilde og behandlingssted med eftersorteringsanlæg.

Det er ikke et opdrag i dette projekt at præcisere lokationer for eftersorteringsanlæg, som kan dække en behandlingskapacitet for den nationale forsyning af restaffald. Projektet har derfor alene forholdt sig til det totale kapacitetsbehov og forudsætter at placering af anlæg vil være ud fra et geografisk hensyn ift. opland/indbyggere.

Det øgede transportarbejde ved indsamling af restaffald fra husstande er beregnet i forhold til de antagede lokationer for eftersorteringsanlæg i Danmark, så der er kapacitet til at behandle alt restaffald fra husholdninger. Der er udarbejdet et specifikt transportscenarie baseret på omlastningsbehov mv.:

- øget transportarbejde opgøres som ton/km. Ton/km er en teknisk værdi til LCA beregning af transport, som sammenfatter emissioner og brændstofforbrug mv. ved transport af 1 ton 1 km. Ton/km beregnes ud fra forskellen mellem den gennemsnitlige ruteafstand til nærmeste forbrændingsanlæg og den gennemsnitlige ruteafstand til nærmeste eftersorteringsanlæg. Dette resulterer i et transporttillæg på 14,5 ton km.

- Landtransport foregår med lastbil og modelleres som 16-32 ton EURO6
- Havtransport foregår med containerskib.

Behandling med eftersortering

Det forudsættes i beregningerne, at det kildesorterede restaffald fra husholdninger, behandles på et eftersorteringsanlæg lokaliseret ved siden af et forbrændingsanlæg. Det antages at forbrændingseget rejekt fra sorteringsanlægget, kun forbrændes på det nærmeste forbrændingsanlæg, og således ikke har nogen ekstra-transport af rejekt til evt. andre forbrændingsanlæg. Det forudsættes desuden at eftersorteringsanlægget er dimensioneret efter de typiske kapaciteter og teknologier, som introduceres i anlæg, når de projekteres i dag.

Miljøeffekten ved eftersortering baseres på forbrug og klimafaktorer for el, varme og vandforbrug pr. ton input samt sorteringseffektivitet og rejekt til forbrænding. Energi og vandforbrug er baseret på et casestudie for et års drift af et eftersorteringsanlæg.

Eftersorteringsanlægget har følgende performance kriterier:

- Kapacitet på 40 ton/time
- 2 hold skifte i hverdage, 16 timers drift og nedetid til vask og vedligehold på 2 timer pr. dag
- Udsortet fines (under 50 mm) sendes til forbrænding
- Plast udsorteres i en fraktion som mixed plast med en renhed på 95 pct. og sendes til videre oparbejdning
- Sorteringseffektiviteten for mixed plast i forhold til input fra kildesorteret husholdningsaffald er 65 pct. baseret på vurderinger af nuværende drift erfaringer fra case-anlæg og yield garantier fra leverandører
- Metal udsorteres i to fraktioner – magnetisk og ikke magnetisk metal. Renhed er 90 pct. og sendes til videre oparbejdning. Metal beregnes som magnetisk og ikke magnetisk metal (Fe og Non Fe) med en fordeling på 50/50 af input. Magnetisk metal beregnes som stål og ikke magnetisk metal beregnes som aluminium
- Sorteringseffektiviteten for metal i forhold til input fra kildesorteret husholdningsaffald er (90 pct.) baseret på vurderinger af nuværende drift erfaringer fra case-anlæg og yield garantier fra leverandører.
- Mad- og drikkekartoner udsorteres med en renhed på 90 pct. og sendes til videre oparbejdning.
- Sorteringseffektiviteten for mad- og drikkekartoner i forhold til input fra kildesorteret husholdningsaffald er (70 pct.) baseret på vurderinger af nuværende drift erfaringer fra case-anlæg og yield garantier fra leverandører. Til definering af forholdet mellem plast og pap som samlet fraktion, anvendes Cirkulærs klimafaktor for fraktionen. Her defineres pap-andelen at være 78 pct. og plast/aluminium andelen at være samlet 22 pct. Den udskilte plast/aluminium andel går til forbrænding, da det er den gængse bortskaffelsesmetode i øjeblikket. På sigt forventes det at blive standard at det genanvendes.³⁷

Oparbejdning og genanvendelse

Det antages, at de udsorterede fraktioner (mixed plast, magnetisk og ikke magnetisk metal samt pap fra MDK) genanvendes og oparbejdes til en kvalitet som substituerer virgine tilsvarende materiale i nye produkter. Afgrænsningen dækker fra det punkt at materialerne er et output fra eftersortering og som sendes videre til genanvendelse frem til at det substituerer et råmateriale på markedet.

Beregningen omfatter oparbejdning af de genanvendelige affaldsfraktioner til sekundære råmaterialer samt affaldsbehandling af rejekt i oparbejdningsprocesserne fra disse anlæg.

³⁷ AffaldPlus information om bortskaffelse og genanvendelse af MDK: <https://affaldplus.dk/mad-og-drikkekartoner-46>

Gevinsten ved genanvendelse er modelleret som undgået produktion (substitution) af primære råmaterialer.

Der beregnes også den yderligere transport af det eftersorterede affald til sortering og genanvendelsesanlæg. Antagelser omkring distancer er vist i tabellen nedenfor.

Tabel 18 Modellerede transportdistancer til genanvendelsesanlæg pr. affaldsfraktion³⁸.

Fraktion	Lastbiltransport (km)	Skibstransport (km)	Modelleret lokation
Plast	800	-	Tyskland
Metal	400	3.750	Nordeuropa
Mad- og drikkekartoner	800	-	Tyskland

Miljøeffekt grundet transport af rejekt, der opstår ved oparbejdning af materialer til ny råvare antages at være indeholdt i de anvendte klimafaktorer fra Cirkulær.

Der regnes med et væskeindhold på 5 pct. i pap/papir fraktion som kan suge væde (vand, olie, madrester etc.). Det håndteres som en reduktion på 5 pct. for den rejekt der opstår ved eftersorteringsanlægget, der sendes til forbrænding. For plast, metal og mad- og drikkekartoner, foretages der ikke reduktion ift. væskeindhold.

Affaldsforbrænding

Gevinsten ved affaldsforbrænding er modelleret som undgået produktion af varme og elektricitet samt oparbejdning af metaller og restprodukter fra forbrænding.

6.1.3 Antagelser

Der er gjort følgende antagelser ifm. med beregning af miljøeffekter.

- Indsamling af restaffald fra husstande til eftersorteringsanlæg antages at medføre en centralisering, som fører til en øget transport fra indsamling til første behandling af restaffaldet. Det antages, at der introduceres omlastninger og en samlet stigning af transportarbejdet på 14,5 ton km.
- Rejekt sendes til nærmeste forbrændingsanlæg og alle eftersorteringsanlæg i scenariet er lokaliseret ved siden af et forbrændingsanlæg, så der ikke er ekstratransport hertil.
- Strøm modelleres som dansk markedsmix.
- Oparbejdningsaktiviteter er baseret på modificering af Cirkulærs klimafaktaark³⁹ for oparbejdning af kildesorteret plast, metal, og mad- og drikkekartoner fra husholdningerne. Det antages, at sammensætningen i hver fraktion er tilsvarende den der kan udsorteres på eftersorteringsanlæggene.

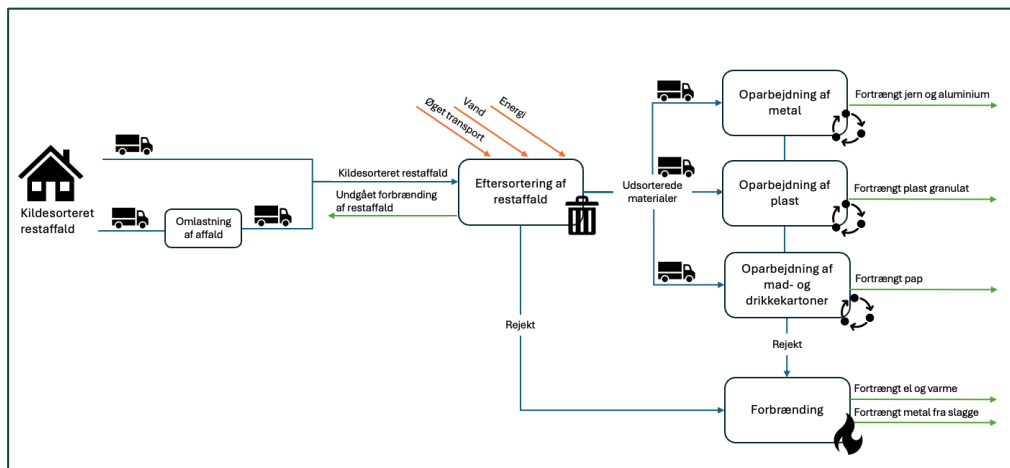
6.1.4 Systembeskrivelse

I figur 6 nedenfor ses et procesdiagram over det modellerede system. Figuren afspejler ændringen i systemet ved at man implementerer eftersortering fremfor forbrænding.

³⁸ Klimafaktorer for indsamling og genanvendelse af husholdningsaffald og husholdningslignende erhvervsaffald version 2.0. COWI, Brancheforeningen Cirkulær og Dakofa, Januar, 2025. <https://cirkulaer.dk/files/media/document/Generiske%20klimafaktorer%20version%202.0.pdf>

³⁹ Klimafaktorer for indsamling og genanvendelse af husholdningsaffald og husholdningslignende erhvervsaffald version 2.0. COWI, Brancheforeningen Cirkulær og Dakofa, Januar, 2025. <https://cirkulaer.dk/files/media/document/Generiske%20klimafaktorer%20version%202.0>

Figur 6: System for beregning af miljøeffekt ved eftersortering af restaffald



De enkelte processer gennemgås nedenfor.

Transport i forbindelse med indsamling af restaffald

Restaffald indsamles i komprimatorbil fra husholdninger. Restaffaldet indsamles og køres enten direkte til eftersorteringsanlæg i komprimatorbil eller omlastes på omlastningsstationer for mere effektiv transport.

Den nuværende transport af restaffald til nærmeste forbrændingsanlæg er defineret til 21,62 ton km (jf. transportscenarie i kap. 7). Ny transport i forbindelse med eftersortering af restaffaldet til i alt 8 centrale eftersorteringsanlæg er beregnet til 36,06 ton km. Ny transport med delvis omlastning er 14,44 ton km. Beregning baseres således på en øget transport på ca. 60%.

Behandling af restaffald

Det modtagne restaffald behandles på eftersorteringsanlæg svarende til projektets referenceanlæg, som defineret i kap. 3. Eftersorteringsanlægget sorterer på 3 target-fraktioner – plast-mix, metal og MDK. De data som medtages til CO₂-beregning af processer fra eftersortering, er elforbrug, varmekonsum og vandforbrug.

Den udsorterede mængde target-fraktioner til genanvendelse, svarer til den mængde, som ikke går til forbrænding. Undgået forbrænding håndteres ved at kreditere den CO₂, som ellers ville være udledt, hvis de udsorterede materialer blev forbrændt i stedet for genanvendt.

Genanvendelse af target-fraktioner

De udsorterede materialer fra eftersorteringsanlægget oparbejdes hver for sig og fortrænger deres respektive råvarer. Hver udsorteret fraktion beskrives i det følgende.

Plast fraktion

Mixed plast fraktionen fra det eftersorterede restaffald sendes til et plastsorteringsanlæg, hvor specifikke plastpolymerer kan udsorteres, f.eks. ressource i Esbjerg. Der grovsorteres i en række fraktioner, bl.a. lav densitets polyethylen (LDPE), høj densitets polyethylen (HDPE), polypropylen (PP), polyethylen terephthalate (PET) mv. Herefter vaskes platen for rester og shreddes til flakes. Finsortering og oparbejdning til pellets sker hos recyclere. En større andel af det grovsorterede plast affald sendes til andre lande i EU herunder Tyskland.

Værdikæden slutter, hvor plast polymererne er lavet til pellets eller flakes og kan aftages af en plast producent som substitution for virgin plast.

Metal fraktion

Metalfractionen sorteres i eftersorteringsanlægget i en jernholdige fraktion og den ikke-jernholdige fraktion via magnetseparering og eddy current teknologi. Metallerne afsættes til f.eks. HJ Hansen og Stena Recycling. Herefter sendes metalfaffaldet i sammenpressede baller ud af Danmark klar til omsmeltnings i de to fraktioner. Der tages højde for oparbejdningseffektivitet på sorteringsanlæg. Værdikæden slutter hvor et valseværk kan aftage metallet til produktion af barer eller plader.

MDK fraktionen

MDK-fraktionen fra det eftersorterede restaffald sendes til et oparbejdningsanlæg (f.eks. Fiskeby), hvor pap genanvendes og plast/alu sendes til forbrænding. På sigt forventes alu og plast og at kunne genanvendes, som en standard-løsning ved genanvendelse af MDK.

6.1.5 Klimafaktorer til CO₂ beregning

Til beregning af CO₂-effekten ved behandling af kildesorteret restaffald fra husholdninger i eftersorteringsanlæg, kan der enten anvendes stedspecifikke datasæt eller generiske effektfaktorer for CO₂. I forhold til miljøvurderingens formål - at beregne de relative forskelle ved eftersortering frem for forbrænding - er det relevant at anvende generiske datasæt, der kan repræsentere gennemsnitsværdier for henholdsvis danske forbrændingsanlæg samt for de forskellige oparbejdningssprocesser af fraktioner til reel genanvendelse.

Til beregningen anvendes derfor basisdata fra brancheforeningen Cirkulærs klimafaktorer for relevante behandlingsformer. Det er et nyere datasæt publiceret i 2025 og er udarbejdet med en bredt repræsenteret styregruppe af brancherepræsentanter⁴⁰.

For hver affaldsfraktion er klimafaktoren opgivet i forhold til

- indsamling og transport til første behandling
- sortering & behandling af rejekt
- behandling inkl. substitution

De generiske klimafaktorer fremgår af tabellen nedenfor for hver af de anvendte fraktioner, som behandles til reel genanvendelse samt behandling ved forbrænding.

Tabel 19: Klimafaktorer til brug i CO₂-effekt beregningen, kg. pr. ton restaffald.

Fraktion	Sortering og behandling af rejekt	Behandling inkl. Substitution	Total
Plast	173	-609	-436
Metal	58	-2.163	-2.105
Mad- og drikkekartoner	434	-145	289
Forbrænding			54

6.2 Resultat af beregning af miljøeffekter

I det følgende præsenteres resultaterne af den beregnede CO₂-effekt samt redegørelse for kvalitative betragtninger ved at indføre national udrulning af eftersorteringsanlæg.

6.2.1 Miljøeffekt ift. CO₂

Resultaterne opgøres i de relevante typer af fraktioner og aktiviteter som har indflydelse på CO₂-effekten. Dette inkluderer fraktionerne plast, metal og mad- og drikkekartoner.

⁴⁰ Klimafaktorer for indsamling og genanvendelse af husholdningsaffald og husholdningslignende erhvervsaffald version 2.0. COWI, Brancheforeningen Cirkulær og Dakofa, Januar, 2025. <https://cirkulaer.dk/files/media/document/Generiske%20klimafaktorer%20version%202.0.pdf>

Yderligere er der effekten ved undgået forbrænding grundet reel genanvendelse, energi- og vandforbrug ved anlægget og transport tillæg. I tabellen nedenfor, opgøres CO₂-effekten pr. behandlet ton restaffald ved implementering af eftersorteringsanlæg.

Tabel 20: CO₂-effekt og procentvis fordeling pr. ton behandlet restaffald

Type	kg CO ₂ /ton restaffald	Procentvis fordeling
Plast	-17,4	54,7%
Metal	-39,3	123,2%
Mad- og drikkekartoner	6,4	-20,2%
Undgået forbrænding	-4,3	13,6%
Forbrug ved eftersorteringsanlæg	20,0	-62,6%
Transporttillæg	2,7	-8,6%
Total klimaeffekt	-31,9	100%

Som det fremgår af tabellen, er der en overordnet besparelse på 31,9 kg CO₂ pr. ton restaffald. Dette inkluderer besparelsen grundet substitution af metal og plast og den undgåede materialeforbrænding samt udledning forbundet med mad- og drikkekartoner, vand og energiforbrug ved eftersorteringsanlæg og den yderligere transport til anlæg.

De primære kilder der vægter mest på det samlede resultatet er a) genanvendelse af metal (123,2 pct.), b) forbrug ved drift af eftersorteringsanlæg i form af vand og energi (-62,6 pct.) og c) genanvendelse af plast (54,7 pct.). Genanvendelse af metalfractioner giver en høj CO₂-besparelse pr. ton der genanvendes grundet høj oparbejdningseffektivitet for stål og aluminium og høj CO₂-besparelse ved substitution. Energi- og vandforbrug til drift af eftersorteringsanlæg har et væsentligt CO₂-bidrag og er samlet set det største negative procentuelle bidrag i beregningen.

De mindste bidrag er genanvendelse af plast og MDK. Selvom plast vægtemæssigt er den største target-fraktion, har plast en lav CO₂-besparelse pr. ton genanvendt sammenlignet med metal.

Genanvendelse af mad- og drikkekartoner har ikke en reducerende effekt på CO₂ beregningen. Årsagen er at der kun udsorteres 78 pct. af pap fra denne fraktion. Den resterende andel, aluminium (2 pct.) og plast (20 pct.), forbrændes. Et højt plastindhold af den andel der forbrændes, øger den totale klimafaktor som får en positiv klimaudledning (se tabel 11).

Effekten ved undgået forbrænding og øget transport har ikke nogen større indflydelse på det samlede resultat pr. ton.

Det er andelen af fraktioner til reel genanvendelse som har den væsentligste indflydelse på resultatet.

Den samlede miljøeffekt ved at introducere eftersortering i Danmark er sammenfattet i nedenstående tabel.

Tabel 21: Total national CO₂-effekt (ton CO₂) pr. type fraktion og aktivitet

Type	Positivt bidrag (ton CO ₂)	Negativt bidrag (ton CO ₂)
Plast		-12.916
Metal		-29.107
Mad- og drikkekartoner	4.764	
Undgået forbrænding		-3.208
Forbrug ved eftersorteringsanlæg	14.801	
Transporttillæg	2.032	
Brutto SUM	21.597	-45.231
Netto SUM		-23.634

Den samlede totale CO₂-effekt er således -23.634 ton CO₂.

De øgede CO₂-omkostninger forbundet med drift af anlægget, øget transport og udledninger i forbindelse med genanvendelse af mad- og drikkekartoner opvejes af den sparede CO₂ grundet højere udsortering af fraktionerne plast og metal som substituerer virgine materialer på markedet samt undgåede udledninger ved mindre materiale forbrænding.

6.2.2 Følsomhedsvurdering

I denne beregning regnes der på nuværende praksis for MDK, hvor plast og aluminiumsdelen forbrændes. Hvis disse fraktioner også genanvendes, opnås en samlet miljøeffekt på -28.690 ton CO₂ i stedet, hvilket er en samlet øget besparelse på omtrent 21 pct.

Øges metalfraktionen i restaffaldet med 11 pct., resulterer det i en total national besparelse på 26.946 ton CO₂. Det er en yderligere besparelse på omkring 14 pct. Det er substitution til reel genanvendelse som har højest betydning for resultatet, dermed er det forventede input af target-fraktioner i restaffaldet og kvaliteten af det eftersorterede affald ved eftersortering af størst betydning for den samlede klimaeffekt.

6.2.3 Kvalitative miljøeffekter

Ud over energiforbrug til drift af maskiner, er der en række andre miljøpåvirkninger, som gennemgås i det følgende.

Vandforbrug

Et eftersorteringsanlæg rengøres på daglig basis for at sikre stabil drift og forebygge indtørring af materiale, forstoppelse i sigter mv. reducere bakterielt indeklima og lugtgener.

I tilfælde af at anlægget anvender vand, kan forbruget til vask for et anlæg med en kapacitet på 40 t/timen være 1 m³ pr. 130-150 tons restaffald⁴¹.

I tilfælde hvor vand ledes til afløb/kloak som spildevand kan spildevandet potentielt indeholde problematiske kontaminanter som f.eks. PFAS, tungmetaller og kemiske stoffer. Erfaringsmæssigt fejlsorteres der bl.a. farligt affald med restaffaldet, som både kan være i form af kemiske emballager, elektronikaffald mv. Derudover indgår der i det normale restaffald, forskellige kemiske stoffer f.eks. rester af rengøringsmidler i emballager osv.

Et eftersorteringsanlæg med spildevandsudledning giver alt andet lige en øget risiko for at uønskede stoffer bliver ført med spildevandet fra renseanlæg og dermed ender som diffus

⁴¹ Månedssrapporter for vandforbrug fra udvalgte case-anlæg (2025)

spredning, enten i tilbageholdt spildevandsslam, eller i slutrecipienter rensat eller u-rensat, i tilfælde af overløb.

Hvis et eftersorteringsanlæg placeres tæt på et forbrændingsanlæg, vil det være muligt at lede spildevandet direkte til forbrænding, hvor det fordampes i ovnen og således ikke giver risiko for kontaminanter til slutrecipient. Det er den løsning, som flere af case-anlæggene har benyttet.

Lugt og indeklima

Da der er tale om håndtering af store mængder affald, vil der også være risiko for lugtgener og bakteriel forurening. Det er især eksponeringen fra det våde affald, herunder madaffald og tilsvarende organisk affald i restaffaldet, som udgør denne risiko.

Det våde affald vil for en større del udgå med den første grovsortering, hvor det ledes til lager som rejekt til forbrænding. Derfor er det også standard, at transportbånd mv. til det frasorterede materiale under 60 mm (fines) er i et lukket system med separat afkast.

Lugtgener fra eftersorteringsanlæg er et vilkår. De vil derfor altid kræve en placering på erhvervs-lokaliteter, hvor dette tillades.

Støj

Der er støjkloder fra tung lastbiltransport ved tilførsel af affald og bortkørsel af rejekt. Desuden er der støj fra dozere til intern håndtering af affaldet.

Selve anlægget støjer også ved drift. Det skærmes så vidt muligt af ved indretning af produktion.

Udsortering af batterier, WEEE og andet farligt affald

Plukanalyser af output fra case-anlæg, viser at sorteringsanlæggene er i stand til at opsamle fejlsorteret farligt affald, bl.a. batterier, WEEE og andet farligt affald, f.eks. kemiske emballager, trykflasker etc. Data fra indsamlet plukanalyser af output fra øvrige nordiske anlæg viser, at en ikke ubetydelig mængde batterier, WEEE og andet farligt affald udgår med restaffald fra husholdninger. Således viser data fra plukanalyser, at 0,5-1 pct. af frasorteret output er farligt affald⁴²:

- Batterier: 0,1-0,2 pct.
- WEEE: 0,2-0,7 pct.
- Andet farligt affald: 0,2-0,4 pct.

Hvis der anlægges et konservativt skøn, hvor det antages at 0,5 pct. af udsorteret output er farligt affald, svarer det til 3.700 tons farligt affald om året på nationalt niveau. Heraf vil den største andel være WEEE. Til sammenligning blev der i 2024 indsamlet 1.575 tons farligt affald – H25 (inkl. batterier) med henteordninger i Danmark. Et eftersorteringsanlæg giver dermed mulighed for at indsamle betydelige mængder fejlsorteret farligt affald.

⁴² Data af 3-6 plukanalysewr af output fra hhv. ROAF og BRISTA, 2025.

7. Samfunds- og erhvervsøkonomiske effekter

7.1 Tilgang til økonomisk analyse af eftersorteringsanlæg ift. nulscenariet

I det følgende præsenteres resultaterne af de samfunds- og erhvervsøkonomiske analyser af et ESA-scenarie (forkortelse af eftersorteringsanlæg-scenarie) for etablering og drift af 8 eftersorteringsanlæg i Danmark. Samlet set behandler de 8 lige store anlæg ca. 740.000 restaffald, og udsorterer materialer fra dette, der enten direkte videresælges til genanvendelse (metaller), undergår finsortering på et eksternt sorteringsanlæg (plastmix, der finsorteres på polymerer), opblandes med kildesorterede materialer af bedre kvalitet for, at det om muligt kan genanvendes (pap og papir), eller sendes til passende særbehandling (farligt affald og el- og elektronikskrot). Rejekten, dvs. den usorterede rest af de nævnte materialer, og de øvrige materialefraktioner som der ikke sorteres på, sendes til forbrænding.

I forhold til nulscenariet, hvor alt restaffald sendes til forbrænding, er konsekvensen af ESA-scenariet, at ca. 76.000 tons af restaffaldet udsorteres. De resterende 664.000 tons går til forbrænding, men med et lavere indhold af fossile brændstoffer end i nulscenariet. Det lavere indhold af fossile brændsler i det forbrændte affald i ESA-scenariet sammenlignet med nulscenariet, skyldes først og fremmest, at en stor del af plasten er sorteret ud og klargjort til genanvendelse. Derudover er der den ekstra gevinst ved ESA-scenariet, at fejlsorteret farligt affald og småt el- og elektronik affald udsorteres og dermed undgår at blive forbrændt. Der kan være over 3.000 tons af dette, som fejlagtigt ender i restaffaldet.

De erhvervsøkonomiske effekter af ESA-scenariet har overvejende karakter af, hvad der i økonomisk terminologi betegnes som budgetøkonomiske effekter, dvs. de investeringer, driftsomkostninger og indtægter som teknologierne og de tilhørende anlæg kræver og muliggør. Dette skaber også nogle fordelingsmæssige effekter på tværs af de økonomiske aktører i værdikæden, f.eks. at mindre affald går til forbrændingsanlæg end før, og at der vil blive nye anlægsaktiviteter ifm. etablering af eftersorteringsanlæg, som vil skabe aktivitet blandt teknologileverandører og bygge- og anlægssektoren.

Vores tilgang til den samfundsøkonomiske analyse følger gængs praksis, og udføres som en partiel ligevægtsanalyse, der gør det muligt at beregne samfundsgevinster udtrykt som en samlet forøgelse af nytteværdien (nettonutidsværdien) på tværs af de berørte aktører – under alt-andet-lige forudsætninger, hvor der ses bort fra afledte makroøkonomiske tilpasninger til en ny langsigtet ligevægt.

Den samfundsøkonomiske opgørelse inddrager også de ovenfor nævnte budgetøkonomiske konsekvenser for hovedaktørerne i de berørte sektorer/erhverv. En væsentlig forskel er dog, at den samfundsøkonomiske opgørelse ser bort fra effekter, som blot er overførsler fra en aktørgruppe til en anden. Det betyder f.eks., at øgede skatte- og afgiftsbetalinger fra virksomheder til staten, ikke direkte tæller med som gevinster eller tab i den samfundsøkonomiske opgørelse. Ændringer i skatte- og afgiftsprovenuet indgår heller ikke længere indirekte i den samfundsøkonomiske opgørelse, da skatteforvridningsfaktoren er sat til 0 (nul) i Finansministeriets seneste vejledning i samfundsøkonomiske analyser.

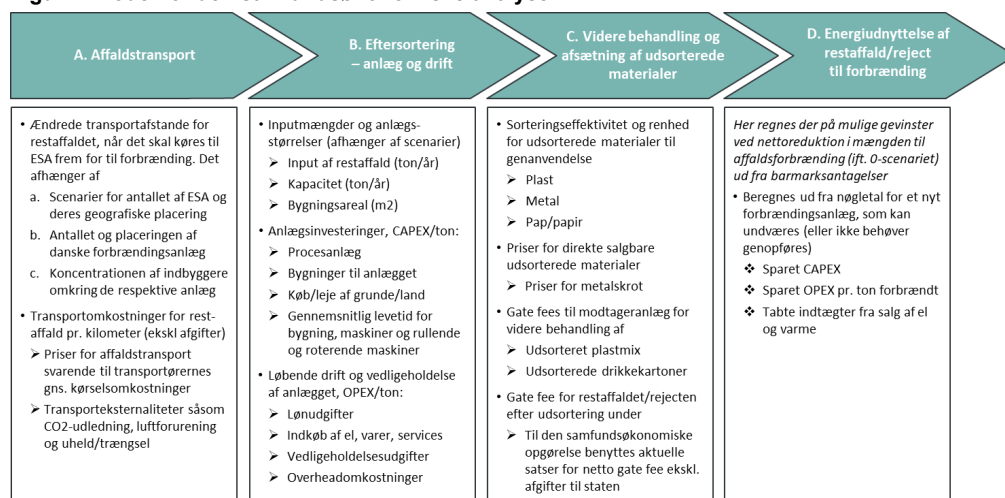
Det eneste, der med sikkerhed forøger den samfundsøkonomiske nytte er, når aktører i et led af værdikæden formår at reducere deres omkostninger, uden at de stiger tilsvarende i et andet

led, eller når der frembringes noget af værdi, som der på markedet kan sælges mere af (eller til en højere pris), eller når der skabes positive eksternaliteter (f.eks. kollektive miljøgoder såsom reduceret forurening). Når vi i det følgende indregner budgetøkonomiske effekter i den samfundsøkonomiske opgørelse, er det derfor med fokus på, hvordan ESA-scenariet (sammenlignet med nulsценariet) påvirker de samlede *nettoomkostninger* – dvs. totale omkostninger minus de totale indtægter ekskl. skatter og afgifter – på tværs af værdikæden i affaldssektoren. Hertil lægges værdien af de miljømæssige gevinster.

7.2 Samfundsøkonomisk vurdering af eftersorteringsanlæg

Den samfundsøkonomiske analyse af ESA-scenariet vs. nulsценariet (ingen eftersortering af restaffaldet) er opbygget efter værdikæden som illustreret i nedenstående figur.

Figur 7: Model for den samfundsøkonomiske analyse



Den samlede samfundsøkonomiske effekt af at indføre ESA-scenariet, som opgøres i de følgende afsnit, kan udtrykkes ved nedenstående formel for opgørelse af nettonutidsværdien (NPV) af scenariet:

$$\Delta NPV = \Delta NPV_{transport} + \Delta NPV_{ESA} + \Delta NPV_{behandling} + \Delta NPV_{forbrænding} + \Delta ME_{CO_2}$$

$NPV_{transport}$ er nettonutidsværdien af øgede omkostninger til affaldstransport (jf. led A i værdikæden)

NPV_{ESA} er nettonutidsværdien af øgede omkostninger til anlæg og drift af eftersorteringsanlæg (jf. led B. i værdikæden)

$NPV_{behandling}$ er nettonutidsværdien af øgede omkostninger til viderebehandling af de udsorterede materialer for at de kan genanvendes minus indtægter fra direkte salg af materialer plus gate fee til forbrænding af restaffald efter sortering (jf. led C. i værdikæden)

$NPV_{forbrænding}$ er nettonutidsværdien af konsekvenser for forbrændingssektoren som følge af det reducerede kapacitetsbehov til forbrænding af affald (jf. led D i værdikæden)

ΔME_{CO_2} er nettonutidsværdien af den vigtigste miljøeksternalitet: den samlede reduktion i CO₂-udslip, der på tværs af værdikæden kan opnås ved eftersorteringsanlæg sammenlignet med nulsценariet, hvor alt restaffaldet forbrændes

I de følgende afsnit opgøres den samfundsøkonomiske værdi for hver enkelt led i ovenstående værdikæde og formel for de samfundsøkonomiske konsekvenser, hvorefter den totale samfundsøkonomiske konsekvens på nationalt niveau sammenfattes.

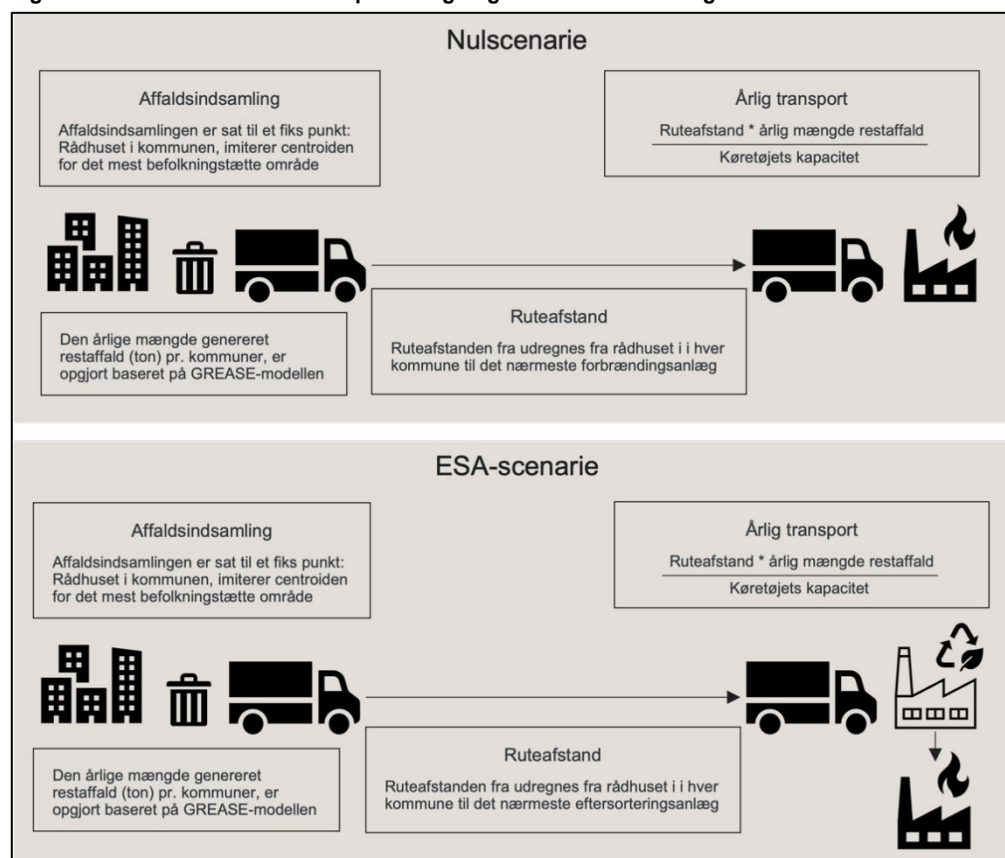
7.2.1 Samfundsøkonomisk effekt af ekstra affaldstransport til eftersorteringsanlæg

I dette afsnit opgøres de samfundsøkonomiske konsekvenser for led A i værdikæden. Som en konsekvens af, at restaffaldet skal transporteres til eftersorteringsanlæg frem for forbrændingsanlæg, vil der ske en ændring i transportafstande. Formålet med denne del af analysen er at belyse, hvor mange ekstra kilometer affaldet skal transporteres, samt hvilke samfundsøkonomiske meromkostninger dette medfører. Eftersorteringsanlæggenes placering (og antal) som denne analyse tager udgangspunkt i, er baseret på antagelserne i afsnit 4.7. For kort at opsummere er der 23 forbrændingsanlæg nationalt, som modtager og behandler restaffald fra de omkringliggende kommuner. Der vil blive etableret 8 eftersorteringsanlæg på nationalt plan, hvilket betyder, at det vil blive længere affaldstransport for i de kommuner, hvor der ikke er et eftersorteringsanlæg tæt på.

Transportafstande- og omkostninger for nulscenariet vs. ESA-scenariet

For at vurdere den samfundsøkonomiske konsekvens af at restaffaldet fremover skal transporteres til eftersorteringsanlæg, er det nødvendigt at udregne baseline for transportafstande- og omkostninger for det nuværende scenarie, hvor restaffaldet transporteres til forbrændingsanlæg, jf. illustrationen i nedenstående figur.

Figur 8: illustration af affaldstransportberegningen for nulscenarie og ESA-scenarie



Den metode, vi har anvendt for at udregne baseline, mertransport, og meromkostninger, tager afsæt i følgende parametre;

- 1) Ruteafstanden fra centroiden i hver kommune til det nærmeste forbrændingsanlæg
- 2) Ruteafstanden fra centroiden i hver kommune til den nærmeste eftersorteringsanlæg
- 3) Den årlige mængde genereret restaffald (ton) pr. kommuner, som vi har opgjort baseret på bagvedliggende data fra affaldskortlægningen i Kapitel 4.

- 4) Transportomkostninger pr. km-ton for restaffald inkl. afskrivninger, diverse driftsudgifter for de anvendte køretøjer og chaufførløn, i alt 2,48 kr.pr. km-ton i gennemsnit.

Generelt er der to muligheder i de tilfælde, hvor affaldet skal transporteres længere end til det nærmeste forbrændingsanlæg: (1) transporten til eftersorteringsanlægget kan foregå med de (typisk mindre) komprimatorbiler som restaffaldet normalt indsamles med; (2) det indsamlede restaffald kan blive omlastet til større affaldstransportvogne, som derefter kører det til eftersorteringsanlægget.

Det bemærkes, at der ikke er indregnet returtransport fra eftersorteringsanlæg til forbrændingsanlæg, da de otte eftersorteringsanlæg antages placeret ved siden af otte forbrændingsanlæg, der næsten alle er blandt de største nuværende forbrændingsanlæg (Se kortet i Afsnit 4.7). Tilsammen har de otte forbrændingsanlæg en max. kapacitet, der er ca. 3 gange så stor som de 740.000 tons restaffald, der indsamles fra husholdninger. I ESA-scenariet sendes al dette restaffald til eftersortering, hvorefter den del af restaffaldet, som ikke udsorteres til genanvendelse, sendes videre til forbrænding. Sidstnævnte vil i princippet kunne håndteres via kapaciteten på de store forbrændingsanlæg som eftersorteringsanlæg antages placeres tæt op ad. Hvorvidt det skal foregå på den måde i praksis, er en politisk beslutning, men samfundsøkonomisk er der ingen grund til at køre de restaffaldet efter sortering til mindre forbrændingsanlæg, der er placeret længere væk.

Den nærmere fremgangsmåde og de specifikke antagelser, der er anvendt til opgørelserne, er uddybet i Appendix 4.

Resultat af årlig mertransport og årlige meromkostninger

På baggrund af den i Appendix 4 beskrevne metode er de samlede effekter af omlægningen fra forbrændingsanlæg til eftersorteringsanlæg opgjort:

Mertransport

- Den samlede årlige mertransport udgør 1.329.937 km
- Gennemsnitligt medfører omlægningen en årlig mertransport på lidt over 13.700 km pr. kommune, men det dækker over, at der ikke vil være mertransport for de relativt mange kommuner (i alt 44), hvor eftersorteringsanlæg kommer til at blive placeret ved siden af (eller ganske tæt på) det forbrændingsanlæg, der alligevel er det nærmeste for kommunen.

Meromkostninger

- De samlede transportudgifter ved ESA-scenariet udgør ca. 21,4 mio. kr. årligt.
- Det svarer i gennemsnit til 28,9 kr. pr. ton restaffald.

De kommuner, der oplever den største mertransport, er primært beliggende i Vestjylland, Nordjylland, Sydfyn og Lolland-Falster. Dette skyldes især de lange geografiske afstande i disse områder, hvor placeringen af de otte eftersorteringsanlæg medfører en længere transportvej sammenlignet med den nuværende kørsel til nærmeste forbrændingsanlæg.

Samfundsøkonomiske omkostninger ved affaldstransporten

Ud over de direkte transportomkostninger medfører mertransporten i ESA-scenariet en række samfundsøkonomiske eksternaliteter. Disse omfatter påvirkninger af luftkvalitet, klima, støj og trafikale uheld, som alle udgør relevante effekter i samfundsøkonomiske analyser i henhold til Finansministeriets retningslinjer. Eksternaliteterne er opgjort med udgangspunkt i TERESA-

modellens officielle enhedsomkostninger for vejtransport, som angiver eksterne omkostninger i kr. pr. køretøjskilometer for lastbiltransport.⁴³

Tabel 19 Samfundsøkonomiske konsekvenser ved årlig mertransport

Kategori	Enhedsomkostning (kr./km.)	NPV pr. år faktorpriser (kr.)	NPV pr. år køberpriser (kr.)
Luftforurening	0,11	-146.293	-146.293
Støj	0,21	-279.287	-279.287
Uheld	1,37	-1.822.014	-1.822.014
Transportomkostninger	16,10	-21.411.986	-27.407.342
Totale samfundsøkonomisk effekt (ekskl. CO ₂)	17,79		-29.654.936

De samlede eksterne omkostninger beregnes ved at multiplicere TERESA's enhedsomkostninger med den opgjorte mertransport i ESA-scenariet (1.080.574 km). Resultaterne fremgår af Tabel 19 ovenfor.

Klimaomkostningerne ved transporten er udeladt af tabellen, idet de indregnes som led i den samlede opgørelse af klimapåvirkningen (CO₂-effekten) på tværs af værdikæden af ESA- vs. nulscenariet i afsnit 6. Værdien af nettoreduktionen i CO₂-udslip opgøres i afsnit. 7.2.6.

Som det fremgår af tabellen, udgør de samfundsøkonomiske konsekvenser (ekskl. CO₂) ved mertransport et årligt tab i nettonutidsværdi på ca. 29,65 mio. kr. i køberpriser (som er korrigeret for nettoafgiftsfaktoren, og derfor er den relevante målestok i samfundsøkonomiske analyser).

7.2.2 Samfundsøkonomisk effekt af anlæg og drift af eftersorteringsanlæg

I dette afsnit opgøres de samfundsøkonomiske konsekvenser for led B i værdikæden, der omhandler kapitalomkostninger (CAPEX) og driftsomkostninger (OPEX) til de 8 anlæg, der skal etableres og drives for at realisere eftersortering af fulde mængder restaffald fra danske husholdninger.

Kapitalomkostninger til eftersorteringsanlæg

Kapitalomkostningerne ved etablering af et nationalt netværk af otte eftersorteringsanlæg udgør en vigtig del af den samfundsøkonomiske vurdering. Alle fire norske og svenske case-anlæg i vores undersøgelse, og det anlæg som ARC har besluttet at opføre på Refshaleøen, har en maxkapacitet i størrelsesorden 140.000-150.00 tons pr. år. Dette vurderes at være en passende markedsstandard for et eftersorteringsanlæg, som giver en fornuftig skalaøkonomi – men uden at anlægget fylder så meget, at det ikke kan passes ind i de fleste bynære områder. Derfor forudsætter vi som udgangspunkt, at der etableres 8 anlæg lige store anlæg i Danmark med en maxkapacitet på 140.000 tons. I praksis kan det være, at der ender med at være enkelte undtagelser i form af mindre anlæg, men det kan ikke vurderes på nuværende tidspunkt.

Med en samlet restaffaldsmængde på 740.000 tons vil der kun være 92.500 tons restaffald til hvert af de otte anlæg, hvis det fordeles ligeligt. Det ligger dog på niveau med det faktiske affaldsinput som de fire norske og svenske case-anlæg opererer med. ARC forventer at skulle operere med en kapacitet på ca. 118.000 tons, når deres eftersorteringsanlæg er fuldt indfaset. Der er betydelige skalaøkonomiske fordele ved at bygge et anlæg med en maxkapacitet på 140.000 tons frem for f.eks. 100.000 tons. Hertil kommer, at der kan vise sig muligheder for

⁴³ https://www.man.dtu.dk/myndighedsbetjening/teresa-og-transportoekonomiske-enhedspriser?utm_source=chatgpt.com

også at behandle husholdningslignende restaffald fra erhverv, hvorfor det kan være nyttigt at have en vis ledig kapacitet til dette. I de samfundsøkonomiske beregninger nedenfor har vi dog forudsat, at der kun behandles husholdsaffald, og at anlægget derfor kører med ledig kapacitet. Dermed anlægges vi et konservativt perspektiv på anlægsøkonomien.

På baggrund af de indhentede data for anlægsomkostninger fra de etablerede norske og svenske anlæg, business casen for ARC's anlæg (der bygger på aftaler med leverandør), samt en række anlægsoverlag fra virksomheden MEPEX, er det vores vurdering, at hver af de otte ens anlæg vil kræve en anlægsinvestering på ca. 400 mio. kr. inkl. procesanlæg, driftsmidler og bygninger, men ekskl. erhvervelse af grunde (grunde forudsættes lejet som det f.eks. er tilfældet for ARC's eftersorteringsanlæg på kraftværksøen). Dermed er der tale om en samlet anlægsinvestering på ca. 3,2 mia. kr. for etablering af de otte anlæg på tværs af Danmark. De 400 mio.kr. pr anlæg ligger lidt over den pris for de ældre anlæg og business casen for ARC, men det begrundes med, at bygningsomkostningerne ofte har været underestimeret.

For at opgøre en annuieret CAPEX er anlægsinvesteringen fordelt ud på to hovedposter:

1. Procesanlæg, som antages at udgøre 55 pct. af den samlede investering og have en forventet teknisk levetid på 20 år.
2. Bygningsmassen, som antages at udgøre de resterende 45 pct. og have en levetid på 50 år.

Fordelingen afspejler MEPEX' projektering af et tilsvarende anlæg og understøtter en realistisk opdeling af kapitalapparatet mellem procesteknologi med en begrænset levetid og langtidsholdbare fysiske faciliteter.

Den samfundsøkonomiske værdi af anlægsinvesteringer er annuieret efter Finansministeriets anvisning af en diskonteringsrente på 3,5 pct. (gældende for år 0-30). Det giver en samlet årlig NPV på 23,1 mio.kr.pr. anlæg svarende til ca.185 mio. kr. for alle anlæg.

Tabel 20 Kapitalomkostninger (CAPEX) pr. anlæg i faktorpriser (2026-niveau)

	Engangsinvestering (kr.)	NPV annuieret (kr./år)	NPV (kr./ton kapacitet)	NPV (kr./ton faktisk input)
Procesanlæg	-220.000.000	-15.479.437	-111	-167
Bygninger (10.000 m2, 5000 m2 udeareal)	-180.000.000	-7.674.068	-55	-183
Total CAPEX pr. anlæg	-400.000.000	-23.153.505	-165	-250

Desuden er anlægsinvesteringerne opgjort i kr./ton, hvor det til nærværende formål er mest relevant at anvende de 250 kr./ton faktisk input af restaffald fra husholdningerne. Hvis inputtet øges op mod kapacitetsgrænsen med restaffald fra andre kilder, reduceres CAPEX/ton.

Driftsomkostninger til eftersorteringsanlæg

Driftsomkostningerne (OPEX) er opgjort i forhold til den mængde restaffald, der tilgår anlægget som input sortering, svarende til 92.500 ton pr. år pr. eftersorteringsanlæg. Opgørelserne af OPEX bygger på en række konkrete og veldokumenterede antagelser om bemanding, vedligehold, forbrugsudgifter, ejendom og administration. Antagelserne er baseret på et kondensat af erfaringstal af faktiske driftsdata fra de nordiske case-anlæg, herunder BRISTA, Re-sursutvinning Stockholm (RUS), ROAF og IVAR – samt business casen for ARC's anlæg.

- Personaleomkostninger:
Vi har forudsat 20 fuldtidsansatte (FTE) til driften af hver af 8 eftersorteringsanlæg. ARC's business case opererer med 22 FTE for et større inputvolumen på 118.000

tons, mens BRISTA aktuelt har 19 FTE til ca. 100.000 tons, men planlægger opjustering til 22–23 FTE til. ROAF benytter aktuelt 18,5 FTE til 77.000 tons, mens RUS er lidt af en outlier med kun 14 FTE til et forventet input på lidt over 100.00 tons, men det skyldes formentlig højere grad af outsourcing mht. vedligehold og rengøring. Antagelsen om 20 FTE vurderes derfor at være et konservativt og realistisk udgangspunkt for et anlæg med et input på 92.500 ton. Den samlede årlige omkostning for 20 FTE vurderes at udgøre 12,4 mio. kr. inkl. sociale omkostninger og arbejdsudstyr.

- **Omkostninger til vedligehold:**
Vedligehold er baseret på en enhedsomkostning på 100 kr. pr. ton input, hvilket afspejler udgifter til serviceaftaler, reservedele og løbende tekniske tilpasninger. Dette er i tråd med niveauer for eksisterende nordiske anlæg og vurderes at være repræsentativt for et højt automatiseret sorteringsanlæg. Det samlede niveau udgør 9,25 mio. kr. årligt.
- **Indkøb af el, vand, forbrugsvarer og services**
Forbruget af energi og driftsmaterialer er opgjort til 45 kr. pr. ton, svarende til en årlig udgift på 4,16 mio. kr. Dette bygger på MEPEX' erfaringsdata samt ARC's forbrugs-estimat for tilsvarende anlægskonfigurationer.
- **Leje af grund og lokaler**
Der er forudsat en årlig ejendomsudgift på 2,5 mio. kr., baseret på ARC's vurdering af lejeudgifter for en kombineret grund og bygningsmasse på ca. 15.000 m². Dette svarer til omkostningsniveauet for lokaliteter placeret i tilknytning til eksisterende affaldsinfrastruktur.
- **Administrationsomkostninger**
Administrationsomkostningerne er estimeret til 2,0 mio. kr. årligt. Størstedelen af dette beløb udgøres af forsikring af bygninger og ansatte (mod arbejdsulykker), mens de resterende omkostninger vedrører revision, advokatbistand og ca. 1 HK-årsværk til administrative opgaver.

Den samlede OPEX udgør dermed i faktorpriser 30,8 mio. kr. om året pr. anlæg, svarende til 334 kr. pr. ton input. Omkostningerne fremgår af nedenstående tabel 16.

Tabel 21 Driftsomkostninger (OPEX 1) pr. anlæg i faktorpriser (2026-niveau)

	Input til sortering (ton)	NPV pr. år (kr.)	NPV (kr./ton input)
Personaleomkostninger (inkl. sociale omkostninger og arbejdsudstyr)	92.500	-12.400.000	-134
Vedligeholdelsesomkostninger (inkl. service, reservedele)	92.500	-9.250.000	-100
Indkøb af el, vand, forbrugsvarer og services	92.500	-4.162.500	-45
Leje af grund og lokaler	92.500	-2.500.000	-27
Administrationsomkostninger (adm., regnskab, forsikring mv.)	92.500	-2.550.000	-28
Totale driftsomkostninger pr. anlæg	92.500	-30.862.500	-334

De samlede kapital- og driftsomkostninger (CAPEX+OPEX) ligger dermed på 584 kr./ton inden der er taget højde for omkostninger til viderebehandling af de udsorterede materialer og indtægter fra salg af materialer.

7.2.3 Samfundsøkonomisk effekt af videre behandling og afsætning

I dette afsnit opgøres de samfundsøkonomiske konsekvenser for led C i værdikæden jf. figur 6, der omhandler videre behandling og afsætning af udsorterede materialer samt behandling af restaffaldet/rejecten, der ikke er blevet sorteret ud på genanvendelige fraktioner. Mens omkostningerne i ovenstående afsnit kan ses som omkostningerne til selve driften af eftersorteringsanlæg (OPEX 1), ses der i nærværende afsnit på de afledte omkostninger (OPEX 2), som afholdes af eftersorteringsanlæg, for at sikre videre behandling af det udsorterede affald. Desuden ses der på de få indtægter som opnås fra direkte salg af materialer.

Selvom der også er omkostninger og indtægter højere oppe i værdikæden for de virksomheder, der ender med at genvinde de materialer, som udsorteres af eftersorteringsanlæg, er det tilstrækkeligt for den samfundsøkonomiske analyse at se på de priser som eftersorteringsanlæggene skal betale for at komme af med outputtet (de udsorterede materialer) til det næste led i værdikæden, som typisk er finsorteringsanlæg eller skrothandlere. Det er således rimeligt at antage som udgangspunkt, at den pris som et finsorteringsanlæg (f.eks. ReSource Denmark i Esbjerg) kræver for at behandle et udsorteret plastmix fra eftersorteringsanlæg, afspejler deres kapital- og driftsomkostninger til finsortering og forbrænding af reject, minus de salgspriser de kan opnå for de udsorterede polymerer (monofraktioner) til mekanisk og kemisk genanvendelse. Dette forudsætter, at der er en rimelig grad af konkurrence på markedet, dvs. at aftagerne ikke kan tjene unormal høj profit på at behandle affaldet. Det er tvivlsomt, om forudsætningen om normal profit er opfyldt på det forholdsvis umodne marked for plastsortering, men vi har ikke grundlag for at fastslå det modsatte.

Opgørelsen af omkostningerne til videre behandling (OPEX 2) af det udsorterede affald er vist tabellen nedenfor – set ift. forventet udsortering af genanvendelige fraktioner pr. anlæg.

Tabel 22 Nettoomkostninger til videre behandling (OPEX 2) pr. anlæg i faktorpriser (2026-niveau)

	Output til videre behandling/salg (ton)	NPV pr. år (kr.)	NPV (kr./ton output)
Gate fees for plast mix afsat til finsorteringsanlæg	5.984	-11.968.000	-2.000
Gate fees for mad- og drikkekartoner afsat til finsorteringsanlæg	1.500	-3.000.000	-2.000
Salg af jern og metal	2.031	162.480	80
Nettoomkostninger til videre behandling og salg af output ift. 0-scenarie		-14.805.520	-160

I de følgende underafsnit uddybes grundlaget for de benyttede antagelser i tabellen.

Behandlingspriser for plastmix og mad- og drikkekartoner

Erfaringerne tyder på, at det for plastmaterialeerne aktuelt er muligt at opnå en udsorterings-effektivitet på 65 pct. med den nyeste og bedst fungerende anlægsteknologi, der målrettes udsortering af et plastmix. Størrelsesgrænsen for at udsortere materiale ligger typisk på 5 cm, så der er et tab af en masse småt plastmateriale. Desuden er de optiske teknologier indstillet til at skyde på en række plasttyper (polymerer), som har et genanvendelsespotentiale, og ikke forurener det tilsigtede plastmix. Dermed er der enkelte plasttyper, der ikke udsorteres. Dertil kommer, at eftersorteringsanlæg er meget vedligeholdelseskrævende; det er næsten umuligt at konstant holde alle anlægsdelene lige så rene og intakte som for et fabriksnyt anlæg. Antagelsen om 65 pct. udsortering betyder, at der ud fra vurderingerne af restaffaldets sammensætning fra affaldskortlægningen, kan udsorteres i alt 47.874 tons plast fra de 73.653 tons plast, der som minimum estimeres af være i restaffaldet. Det svarer til 5.984 tons udsorteret plastmix for hvert af de otte anlæg.

Plastmixen er herefter nødt til at blive finsorteret på et eksternt specialiseret plastsorteringsanlæg som f.eks. Ressource Denmark i Esbjerg, Aage Vestergaard Larsen (ÄVL) i Hobro,

SPÅ/Mottala i Sverige, eller OMRÅ i Norge. På disse anlæg vaskes og finsorteres plasten ud på polymerer (monofraktioner), så de er klar til at blive omdannet til genvundne plast pellets, der kan erstatte virgin plast. Det kan enten ske via integreret pellet produktion i forlængelse af finsorteringen (som f.eks. ÅVL praktiserer), eller via videresalg af monofraktioner til mekanisk eller kemisk genanvendelse (som f.eks. Ressource DK praktiserer). Uanset af hvilken vej genanvendelsen sker, er der dog en betydelig nettoomkostning ved den krævede finsortering. Dette vil et eftersorteringsanlæg blive opkrævet betaling for, hvis det vil have garanti for, at plasten bliver genanvendt.

På baggrund af de relative sparsomme erfaringer, der er med afsætning af eftersorteret plast, er det vores vurdering, at der kan forventes en behandlingspris på 2.000 kr./ton plastmix inkl. transport af plastmixen til aftager. Det afspejler de store omkostninger, der er ved finsortering og oparbejdning, samt den aktuelt relativt lave markedspris for genvundne plast pellets, der langt fra dækker omkostningerne i værdikæden (efter eftersorteringsanlæg) til at fremstille dem. En behandlingspris på 2.000 kr./ton ligger noget under, hvad der ifølge vores efterretninger betales for at afsætte kildesorteret plast til Ressource Denmark, hvis der stilles krav om garanti for en høj genanvendelsesrate. Prisen er således nedjusteret til, at der vil være færre fejlsorteringer i plastmix fra eftersorteringsanlæg end i kildesorteret plast fra husholdning. Den forudsatte behandlingspris passer med, at eftersorteringsanlægget Resursutvinning Stockholm oplyste, at de sidste år måtte betale mellem 2.000-4.000 SEK/ton for at afsætte deres eftersorterede plastmix til genanvendelse, dvs. 1.350-2.700 DDK/ton.

For mad- og drikkekartoner antages samme samme behandlingspris på 2.000 kr./ton. Dette er i overensstemmelse med business casen for ARC's eftersorteringsanlæg med erfaringerne fra OMRIN i Holland, hvor mad- og drikkekartoner udgør en af de centrale fraktioner til genanvendelse. Det er dog muligt, at behandlingsprisen reelt vil ligge højere end for plastmixen, da det er relativt mere krævende at genanvende materialer fra mad- og drikkekartoner. Den forudsatte behandlingspris på de 2.000 kr./ton skal derfor ses som et gennemsnit for plastmix og mad- og drikkekartoner, hvor den reelle pris så muligvis kan være lavere for førstnævnte og højere for sidstnævnte.

Det er ikke muligt at bestemme de faktiske prisniveauer for de to fraktioner mere præcist på nuværende tidspunkt, og de er hver især behæftet med stor usikkerhed, da der er tale om et umodent marked med få aftagere og lav prisgennemsigthed. Hvis eftersorteringsanlæg udvides til hele Danmark og udsorterer det meste af plasten og mad- og drikkekartonerne fra restaffaldet vil det sandsynligvis bidrage til, at der opstår et større og mere modent marked for plast recycling, og dermed faldende behandlingspriser for de materialer eftersorteringsanlægene afsætter til genanvendelse.

Salgspriser for udsorterede metaller

For metallerne regner vi med en høj udsorteringseffektivitet på 95 pct., hvilket burde være muligt med de nyeste tilgængelige teknologier (eddy-current mv). For de udsorterede metaller (2.031 tons pr. anlæg) regner vi med en salgspris på 80 DDK/ton metalskrot. Det prisniveau bygger på erfaringerne fra BRISTA og Resursutvinning Stockholm, der angiver salgspriser på mellem 100-115 SEK/ton for metallerne.

De 80 DDK/ton er ca. faktor 10 under salgspriserne direkte afsætning af metalskrot til shredder-anlæg, som i Danmark aktuelt ligger mellem 600-1.000 DDK/ton. Forskellen mellem de 80 DDK/ton og de 800 DDK/ton kan dog forklares med afhentnings- og transportomkostninger, idet eftersorteringsanlægget enten vil have egne udgifter til, eller der vil blive opkrævet en modregning, for afhentning og transport af metalskrottet. Dette er ganske realistisk, at denne omkostning vil ligge i størrelsesorden 700 DDK/ton (eller lidt over), hvilke svarer til ca. 3.500 DDK for et læs på 5 tons.

Pap og papir

Erfaringerne fra tre af de nordiske case-anlæg er, at de indtil videre har opgivet at udsortere pap og papir, fordi de ikke kan afsætte det. Der er generelt tale om væsentligt forringede kvaliteter af pap og papir i restaffaldet, især pga. blødgøring og forurening fra madaffald og andre ikke-sorteringsegne fraktioner. Derfor vil udsorteringseffektiviteten og kvaliteten af det udsorterede pap og papir ligge på et helt andet og lavere niveau sammenlignet med det kildesorterede pap og papir. Derfor må det antages, at pap og papir fortsat går til forbrænding, indtil der evt. er fundet bedre løsninger end i for at kunne genvinde det eller anvende det i biofor-gasning.

Forbrændingstakst for restaffald fra sortering

Det efterlader en mængde pr. anlæg på ca. 82.985 tons, der ikke er blevet udsorteret på gen-anvendelige materialefraktioner og derfor ender med at skulle forbrændes. Eftersom dette restaffald alligevel ville skulle forbrændes i nulscenariet, indebærer det ikke nogen samfunds-økonomisk meromkostning for scenariet med eftersortering (ESA-scenariet).

7.2.4 Samfundsøkonomisk effekt af eftersortering og behandling

Tabel 23 sammenfatter det totale samfundsøkonomiske bidrag fra de dele af værdikæden, der er beskrevet i afsnit 7.2.2-7.2.4 og som omfatter anlægsinvesteringer i eftersorteringsanlæg (CAPEX), driftsomkostninger til selve driften af eftersorteringsanlægget (OPEX 1), samt de nettoomkostninger eftersorteringsanlæggene betaler for videre behandling (OPEX 2).

Tabel 23 Samfundsøkonomisk bidrag (CAPEX+OPEX +OPEX2) pr. anlæg i faktor- og køberpriser

	Behandlet (ton)	NPV faktor-pris pr. år.	NPV køber-pris pr. år.	NPV faktor-pris (kr./ton)	NPV køberpris (kr./ton)
Anlægsinvestering i ESA (CAPEX)	92.500	-23.153.505	-29.636.486	-250	-320
Driftsomkostninger til ESA (OPEX 1)	92.500	-30.862.500	-39.504.000	-334	-427
Nettoomkostninger til videre behandling og salg af output (OPEX 2)	92.500	-14.805.520	-18.951.066	-160	-205
Samfundsøkonomisk bidrag pr. anlæg			-88.091.552		-952

Det samfundsøkonomiske bidrag er værdierne opgjort i køberpriser, hvor der er taget højde for nettoafgiftsfaktoren på 1,28, så det bliver sammenligneligt med alternative anvendelser af borgernes ressourcer. Som det fremgår af tabellen, indebærer ESA-scenariet en ekstra samfundsøkonomisk omkostning 952 kr./ton sammenlignet med nulscenariet for de led i værdikæden (B-C) som eftersorteringsanlæggene har en direkte indflydelse på.

Det bemærkes, at ovenstående er en mellemregning pr. anlæg. I afsnit 7.2.6 opgøres den totale samfundsøkonomiske værdi af ESA-scenariet ift. nulscenariet, hvor også led A og D i værdikæden jf. figur 6 er indregnet, og hvor værdierne er opskaleret til nationalt niveau for de otte anlæg samlet set.

7.2.5 Afledt samfundsøkonomiske effekt på forbrænding

indførelse krav om eftersortering og etablering af landsdækkende eftersorteringsanlæg i Danmark, som udsorterer dele af restaffaldet til genanvendelse, vil som udgangspunkt efterlade de danske forbrændingsanlæg med mindre restaffald til forbrænding. De danske forbrændingsanlæg er konkurrenceudsat fra 2025, og har derfor ikke længere nogen mulighed for per automatik at opnå hvile-i-selv gennem opregulering af takster. I den nye situation vil de danske forbrændingsanlæg være nødt til at overveje følgende hovedstrategier til at imødegå risikoen for at skulle operere med forøget ledig kapacitet og deraf følgende tab:

1. **De kan forsøge at øge importen af affald** for at fylde kapaciteten op. For de relativt omkostningstunge anlæg vil det dog stille krav om, at de effektiviserer (ellers vil det blive andre anlæg, der tiltrækker en eventuelt øget import af affald).
2. **De kan overveje at lukke** når gate fees ekskl. afgifter (som skal afleveres til staten) ikke længere er tilstrækkelige til at dække deres løbende nettoomkostninger, også kaldet "reservationsomkostninger", som udgøres af samtlige driftsomkostninger (OPEX) fratrukket nettoindtægter ved salg af energi.

De danske myndigheder på affaldsområdet har fået gennemført en række analyser af konsekvenserne konkurrenceudsættelsen af anlæg til energiudnyttelse af affald. Analyserne peger samstemmende på, at konkurrenceudsættelsen i sig selv vil føre til, at de mest ineffektive forbrændingsanlæg presses ud af markedet, da de ikke kan nedsætte deres gate fees så meget, som det kræves for, at de kan tiltrække affald, og samtidigt få deres reservationsomkostninger dækket. Dermed er der udsigt til en vis konsolidering af det danske marked for affaldsforbrænding, hvor kapaciteten vil blive reduceret og koncentreret på færre anlæg.

Krav om eftersortering og etablering landsdækkende eftersorteringsanlæg kan meget vel give et skub yderligere i retning af en konsolidering af forbrændingssektoren. I ESA-scenariet vil der samlet blive udsorteret ca. 76.000 tons materialer fra restaffaldet, som i stedet genanvendes. Det svarer til kapaciteten i et mindre forbrændingsanlæg med en kapacitet på 90.000 tons pr. år og en nogenlunde normal kapacitetsudnyttelse.

Der har længe været gode muligheder for, at danske forbrændingsanlæg kunne håndtere faldende mængder nationalt restaffald ved at fylde kapaciteten op med øget import af restaffald. Det kan således ikke udelukkes, at de *samlet set* vil være stand til at øge importen, så det kompenserer for, at der kommer ca. 76.000 tons mindre restaffald fra danske husholdninger som følge af ESA-scenariet.

I en samfundsøkonomisk analyse som denne, hvor der foretages en sammenligning af, hvor vidt det over en lang investeringshorisont er mest hensigtsmæssigt at investere i eftersorteringsanlæg, som øger materialegenanvendelsen og reducerer affaldsmængden til forbrænding, eller fortsætte som hidtil, er det dog på sin plads at gennemføre analysen af konsekvenserne for forbrænding ud fra en barmarksantagelse.⁴⁴

Alt-andet-lige betyder reduktionen af restaffaldsmængden til forbrænding, at der er brug for mindre forbrændingskapacitet i ESA-scenariet. Om de enkelte anlæg vil formå tilpasse sig til det ved at øge importen, og om den mulighed fortsat vil være åben, afhænger blandt andet af hvordan den internationale konkurrence i affaldssektoren udvikler sig. Det afhænger også af politiske beslutninger om regulering af sektoren, herunder eventuelle restriktioner i forhold til affaldsimport. Disse udfaldsmuligheder behøver den samfundsøkonomiske analyse imidlertid ikke at tage stilling til, eftersom den eneste balancerede måde at sammenligne ESA-scenariet (som bygger på barmarksantagelser) med nulscenariet, er ved at opgøre det reducerede behov for forbrændingskapacitet ud fra en tilsvarende barmarksantagelse.

Det indebærer, at ESA-scenariet – som modvægt mod omkostningerne til barmarksopførelse og drift af de otte nye anlæg – tilskrives den gevinst, at der som følge af eftersorteringen *kan* skrues ned for forbrændingskapaciteten. Den mest balancerede måde at repræsentere dette

⁴⁴ Af Finansministeriets seneste *Vejledning i samfundsøkonomiske analyser* (2023) fremgår det, at "Der kan være tilfælde, hvor formålet med den samfundsøkonomiske vurdering i højere grad er at afdække, hvilke systemer eller teknologier der er optimale på langt sigt, f.eks. i valget om hvorvidt affaldshåndteringen skal bestå af forbrænding eller genanvendelse. I sådanne situationer kan det i analysen være hensigtsmæssigt at se bort fra det eksisterende kapitalapparat. Dermed indgår det eksisterende kapitalapparat ikke i den samfundsøkonomiske analyse. På den måde kan f.eks. to teknologier sammenlignes ved at tilbagediskontere tiltagenes konsekvenser uagtet mængden af kapital, der allerede er investeret. Denne metode kaldes for green-field metoden (eller barmarksantagelser)."

på under barmarksantagelser er, at der spares nyinvestering og drift af et forbrændingsanlæg med en kapacitet på 90.000 tons pr. år med antaget 90 pct. kapacitetsudnyttelse, dvs. hvor forbrændingen er 81.000 tons pr. år. Dette ligger lidt over den undgåede forbrænding på 76.120 tons/år, men pga. skalaøkonomi vil besparelsen ikke blive mindre, hvis der i stedet regnes med et anlæg med en kapacitet på 85.000 tons/år.

Tabel 24 Sparede samfundsøkonomiske omkostninger til ny forbrændingskapacitet (DKK)

	Undgået kapacitet hhv. forbrænding af restaffald (Ton)	Annueret (kr./ton)	Sparet NPV pr. år faktorpriser (2026)	Sparet NPV pr. år køberpriser (2026)
CAPEX	90.000 (76.120)	-550	41.866.000	53.588.480
OPEX	90.000 (76.120)	-620	47.194.400	60.408.832
Indtægter fra salg af el og varme	90.000 (76.120)	780	-59.373.600	-75.998.208
Samfundsøkonomisk besparelse				37.999.104

Grundlaget for antagelserne om sparet CAPEX og OPEX og tabte indtægter fra salg af el og varme og ved et forbrændingsanlæg mindre, som der ikke behøver at blive foretaget nyinvestering i under ESA-scenariet, er angivet i Appendix 5. Grunden til at omkostningsstrukturen er anderledes end den, der er anvendt til opgørelse netto gate fee for restaffald fra eftersorteringsanlæg er, at det her drejer sig om sparede investeringer i og undgået drift af et nyt anlæg med kapacitet til at behandle 120.000 tons pr. år.

7.2.6 Samfundsøkonomisk værdi af CO₂-besparelser

Som det fremgår af Kapitel 6 er der opgjort en nettobesparelse på 23.634 tons CO₂-eq. fra ESA-scenariet sammenlignet med nulscenariet. Til værdisætning af CO₂-besparelsen anvendes en miljøøkonomisk beregningspris på 519 kr./tons CO₂, hvilket er baseret på det forventede prisniveau på det europæiske CO₂-kvotemarked i 2026. Det følger dermed samme forudsætninger, som Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet anvender i *Klimastatus og –fremskrivning 2025. Priser og vækst. Forudsætningsnotat* (30. april 2025).⁴⁵ Den faglige begrundelse for at anvende CO₂-kvoteprisen er, at kvotemarkedet efterhånden er så udviklet, at den på rimelig vis afspejler alternativomkostningerne, hvis CO₂-udslippet skulle reduceres på anden vis med det billigst mulige alternativ.

Ved omregning af CO₂-kvoteprisen (519 kr./tons) til køberpriser (664 kr./ton inkl. tillæg for nettoafgiftsfaktoren) har CO₂-besparelsen på 23.634 tons CO₂-eq. ved ESA-scenariet en samlet værdi af ca. 15,7 mio. kr. pr. år i nettonutidsværdi. I dette estimat er der ikke højde for, at CO₂-kvoteprisen muligvis udvikler sig anderledes over tid end den almindelige pris- og lønudvikling og den anvendte diskonteringsrente. Dette vurderes ikke at udgøre et problem for analysen. For det første forventes kvoteprisen at stige med omkring 4 pct. pr. år frem mod 2050 ifølge de ovennævnte kilder (og dermed ikke væsentligt mere end diskonteringsrente), og for det andet er CO₂-besparelsen ikke af en størrelse, så de vejer tungt i den samfundsøkonomiske opgørelse.

7.2.7 Samfundsøkonomisk værdi af ESA-scenariet ift. nulscenariet

I dette afsnit sammenfattes den totale samfundsøkonomiske værdi af ESA-scenariet vs. nulscenariet på tværs af alle led i værdikæden, dvs. de opgjorte estimater fra afsnit 7.2.1-7.2.5, opskaleret til nationalt niveau. For affaldstransport (afsnit 7.2.1), sparet forbrændingskapacitet (afsnit 7.2.5) og miljøgevinster fra sparet CO₂-udslip (afsnit 7.2.6) er der allerede opskaleret til nationalt niveau i ovenstående afsnit.

⁴⁵ Se også Energistyrelsen (2025) *Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner 2025 – høringsudgave*. [Samfundsøkonomiske analysemetoder](#)

Tabel 25 Samfundsøkonomisk nettonutidsværdi af ESA-scenarie ift. nulscenarie – nationalt niveau

	Eftersorteret (ton)	NPV faktorpriser pr. år.	NPV køberpriser pr. år.	NPV faktorpriser (kr./ton)	NPV køberpriser (kr./ton)
Ekstra affaldstransport	740.000	-23.659.580	29.654.936	-32	-40
Anlægsinvestering i ESA (CAPEX)	740.000	-185.228.037	-237.091.887	-250	-320
Driftsomkostninger til ESA (OPEX 1)	740.000	-246.900.000	-316.032.000	-334	-427
Nettoomkostninger til videre behandling og salg af output (OPEX 2)	740.000	-118.444.160	-151.608.525	-160	-205
Sparet forbrændingskapacitet	740.000	29.686.800	37.999.104	40	51
Miljøgevinster fra sparet CO ₂ -udslip	740.000	12.266.046	15.700.539	17	21
Totalt samfundsøkonomisk nettonutidsværdi		-532.278.931	-680.687.705	-719	-920

For de centrale dele af værdikæden, der omhandler etablering og drift af eftersorteringsanlæg samt viderebehandling af de udsorterede affald er opgørelserne foretaget på anlægsniveau i ovenstående afsnit (7.2.3-7.2.4). I den samlede opgørelse ovenfor er dette skaleret op til nationalt niveau ved at gange med otte anlæg, der jf. gennemgangen af referenceanlæg forudsættes at være ens mht. kapacitet, effektivitet, produktion, omkostningsstruktur og indtægter.

Det samlede resultat af den samfundsøkonomiske analyse er, at der er en betydelig samfundsøkonomisk nettoomkostning på ca. 681 mio. kr. pr. år (i 2026-priser) ved at indføre scenariet med eftersorteringsanlæg på national skala sammenlignet med, at forudsætte med nulscenariet uden disse eftersorteringsanlæg. Det svarer til en samfundsøkonomisk omkostning på 920 kr./ton restaffald som input til eftersortering. Dette er ekstraomkostningen udover, hvad det allerede koster at håndtere affaldet i nulscenariet. Besparelsen ved det mindre behov for at forbrænde restaffald (minus 76.120 tons) i ESA-scenariet er således allerede indregnet i den samfundsøkonomiske nettoomkostning på de 920 kr./ton.

Størstedelen af det samfundsøkonomiske tab (632 ud af de 920 kr./ton) kommer fra driften (OPEX 1) af eftersorteringsanlæg inkl. den videre behandling af det udsorterede affald (OPEX2), som er ganske bekostelig – især fordi plastmaterialerne kræver finsortering på et eksternt anlæg efter udsortering som et plastmix fra eftersorteringsanlæg og fordi knap 90 pct. af restaffaldet stadig ender med at gå til forbrænding, når det har været gennem eftersorteringsanlæg.

7.2.8 Omkostningerne ved at bidrage til EU's genanvendelsesmål

Det står således klart, at ESA-scenariet ikke kan betale sig at gennemføre ud fra en samfundsøkonomisk vurdering af nettonutidsværdien. Danmark er imidlertid forpligtet til at opfylde EU-målsætningerne for genanvendelse af plast fra husholdningsaffaldet. Som det fremgår af Kapitel 6 i rapporten vil denne målsætning med stor sandsynlighed kunne realiseres gennem ESA-scenariet. Hvis det fastholdes, at disse målsætninger skal realiseres, og der ikke findes noget billigere alternativ til at opfylde dem end ESA-scenariet, vil det stadig være relevant at overveje ud fra en samfundsøkonomisk betragtning.

Det ligger udenfor rammerne af denne analyse at vurdere andre alternativer til øget plastgenanvendelse end eftersortering. Men følgende nøgletal fra analysen af eftersorteringsanlæg kan bidrage til efterfølgende vurdering af, om der kan findes billigere tiltag, eller udbredelse af eftersorteringsanlæg i virkeligheden er den billigste løsning for at nå EU-målsætningen for øget genanvendelse af plast fra husholdningerne.

På baggrund af resultatet i afsnit 7.2.6 – og under antagelse om at udsorteret plast, drikkekartoner og metaller bærer de samfundsøkonomiske nettoomkostningerne proportionalt med mængden af hvor meget der udsorteres af hver af de tre materialer – kan den samfundsøkonomiske omkostning pr. ton materiale udsorteret og afsat til genanvendelse som følge af ESA-scenariet opgøres til:

Samfundsøkonomisk pris for materialegenanvendelse: (plastmix, drikkekartoner, og metaller)	8.951 kr./ton udsorteret materiale afsat til genanvendelse
--	---

Samfundsøkonomisk pris for genanvendelse af plast: 8.951 kr./ton udsorteret/afsat plast (ved proportional omkostningsbyrde – dvs. ens pris for alle tre udsorterede materialer):

I relation til EU's genanvendelsesmål er der særlig fokus på øget genanvendelse af plast fra husholdninger. Det vil have en samfundsøkonomisk omkostning på 8.951 kr./ton udsorteret og afsat plastmix i det undersøgte scenarie, hvor alt restaffald fra husholdninger i Danmark behandles på eftersorteringsanlæg. I alt vil der kunne udsorteres knap 48.000 tons plastmix af god kvalitet fra de etablerede anlæg, svarende til ca. 63 pct. af de udsorterede materialer (resten udgøres af drikkekartoner og metaller). De 8.951 kr./ton er opgjort ud fra, at plast tilsvarende bærer 63 pct. af den samfundsøkonomiske byrde ved eftersortering. Hvis det i stedet antages, at plast bærer hele den samfundsøkonomiske byrde, vil omkostningen være 14.232 kr./ton udsorteret plast

Af ovenstående følger, at hvis der ikke findes andre og billigere tiltag, der tilsammen kan realisere EU-målsætningen for øget genanvendelse af plast fra husholdningerne – og denne målsætning fastholdes – kan det muligvis alligevel være samfundsøkonomisk optimalt helt eller delvis at gennemføre scenariet, selvom den samlede nettonutidsværdi er negativ.

7.3 Gate fees for eftersorteringsanlæg

I det foregående afsnit blev de samfundsøkonomiske omkostninger ved etablering af eftersorteringsanlæg analyseret med fokus på miljøeffekter, nettoomkostninger og principperne om overførsler. I nærværende afsnit skifter fokus til driftsøkonomien for det enkelte anlæg, hvor formålet er at opgøre, hvilket gate fee eftersorteringsanlæggene er nødt til at opkræve for at få dækket deres faktiske kapitalomkostninger, driftsomkostninger og behandlingsomkostninger.

Til dette formål indgår de samme budgetøkonomiske omkostnings- og indtægtskategorier og tilhørende nøgletal, som er anvendt til de samfundsøkonomiske opgørelser i afsnit 7.2.2-7.2.4. Den centrale forskel er, at forbrændingstakst skal indregnes i gate fee for eftersorteringsanlæg, idet de efter modtagelsen ejer restaffaldet, og vil skulle betale for den del, der sendes videre til forbrænding efter udsortering af de genanvendelige materialefraktioner. Det gælder også den del af taksten, der udgøres af statsafgifter på forbrænding af affald. Dette er en overførsel, der ikke tæller med i den samfundsøkonomiske opgørelse, men den vil skulle indregnes i det driftsøkonomiske grundlag for prissætningen af eftersorteringsanlæggets takster. Prissætningen sker ud fra alle omkostninger, som anlægget bærer, herunder også afgifter ved forbrænding af restaffaldet efter sortering.

8. Samlet vurdering

8.1 Effekt på nationale genanvendelsesmål

Effekten ved national eftersortering af restaffald er samlet set at den reelle genanvendelse af fraktioner fra husholdninger øges med 70.904 tons årligt, når der er taget højde for sorterings-effektivitet og renhedsgrad for target-materiale. Det svarer til en øget genanvendelse på 9,6 pct. af restaffaldet og 4,8 pct. af alt indsamlet husholdningsaffald.

De specifikke target-fraktioner i restaffaldet, som udsorteres til reel genanvendelse, omfatter plast, metal og MDK. I tabellen nedenfor sammenfattes effekten pr. target-fraktion.

Tabel 26 Effekt på reel genanvendelse ved eftersortering af restaffald (tons pr. år)

Fraktioner	Total indsamlet husholdningsaffald	Kildesorteret materiale til reel genanvendelse	Udsorterede fraktioner fra restaffald fra eftersorteringsanlæg	Udsorterede fraktioner fra restaffald (korrigeret for renhed)
H01 Ikke sorteringsegnet restaffald	740.569			
H02 Organisk affald	312.711	265.804		
H05 + H09 Papir	109.941	106.642		
H06 + H10 Pap	102.805	99.721		
H11 Emballageglas	95.862	92.027		-
H13 Emballageplast	74.453	34.248	47.874	45.480
H18 Drikkekartoner	13.334	9.601	12.003	10.803
H12 + H19 Jern og metal	25.608	22.279	16.246	14.621
H39 Tekstilaffald	3.678	2.759		
Total mængde	1.478.960	633.081	76.123	70.904

Den totale mængde husholdningsaffald til reel genanvendelse øges fra 633.081 tons til 703.986 tons.

Eftersortering af restaffald i national skala, kan dermed øge den samlede nationale genanvendelsesprocent med ca. 5 procentpoint.

8.2 Miljøeffekt

Eftersortering af indsamlet restaffald fra husholdninger i national skala, bidrager samlet set med en CO₂ reduktion pr. ton restaffald til eftersortering på 31,9 kg CO₂ pr. ton restaffald.

I nedenstående tabel fremgår de forskellige bidrag fra undgået forbrænding, reel genanvendelse, drift af eftersorteringsanlæg samt øget transporttillæg. De kilder der bidrager mest til det samlede resultat er a) genanvendelse af metal (123,2 pct.), b) drift af eftersorteringsanlæg i form af vand og energi (-62,6 pct.) og c) genanvendelse af plast (54,7 pct.). Effekten ved undgået forbrænding og øget transport har ikke nogen større indflydelse på det samlede resultat pr. ton.

Tabel 27 CO₂-effekt og procentvis fordeling pr. ton behandlet restaffald

Type	kg CO ₂ /ton restaffald	Procentvis fordeling
Plast	-17,4	54,7%
Metal	-39,3	123,2%
Mad- og drikkekartoner	6,4	-20,2%
Undgået forbrænding	-4,3	13,6%
Forbrug ved eftersorteringsanlæg	20,0	-62,6%
Transporttillæg	2,7	-8,6%
Total klimaeffekt	-31,9	100%

Den samlede miljøeffekt ved at introducere eftersortering i Danmark er sammenfattet i nedenstående tabel. Som det fremgår, er det samlede totale CO₂-effekt ved national skalering af eftersortering af restaffald fra husholdninger -23.634 ton CO₂.

Tabel 28 Total national CO₂-effekt (ton CO₂) pr. type fraktion og aktivitet

Type	Positivt bidrag (ton CO ₂)	Negativt bidrag (ton CO ₂)
Plast		-12.916
Metal		-29.107
Mad- og drikkekartoner	4.764	
Undgået forbrænding		-3.208
Forbrug ved eftersorteringsanlæg	14.801	
Transporttillæg	2.032	
Brutto SUM	21.597	-45.231
Netto SUM		-23.634

Data fra de nordiske case-anlæg viser, at en ikke ubetydelig mængde batterier, WEEE og andet farligt affald udgår med restaffald fra husholdninger. På baggrund af plukanalyser fra forskellige anlæg, kan der anlægges en konservativ antagelse om, at ca. 0,5 pct. af udsorterede fraktioner fra eftersortering er farligt affald. Det vil svare til at 3.700 tons farligt affald på nationalt niveau, som kan udsorteres fra restaffaldet. Heraf er en større andel WEEE. Der blev i 2024 indsamlet 1.575 tons kildesorteret farligt affald (inkl. batterier) med henteordninger i Danmark. Eftersortering af restaffaldet har potentiale til at øge indsamlingen af farligt affald fra husholdninger, inkl. WEEE med ca. 235 pct.

8.3 Samfundsøkonomisk effekt

Det samlede resultat af den samfundsøkonomiske analyse er, at der en betydelig samfundsøkonomisk nettoomkostning på ca. 681 mio. kr. pr. år (i 2026-priser) ved at indføre scenariet med eftersorteringsanlæg på national skala sammenlignet med, at forudsætte med nulscenariet uden disse eftersorteringsanlæg.

Det svarer til en samfundsøkonomisk omkostning på 920 kr./ton restaffald som input til eftersortering. Dette er ekstraomkostningen udover, hvad det allerede koster at håndtere affaldet i nulscenariet.

Tabel 29 Samfundsøkonomisk nettonutidsværdi af ESA-scenarie ift. nulscenarie – nationalt niveau

	Eftersorteret (ton)	NPV faktorpriser pr. år.	NPV køberpriser pr. år.	NPV faktorpriser (kr./ton)	NPV køberpriser (kr./ton)
Ekstra affaldstransport	740.000	-23.659.580	29.654.936	-32	-40
Anlægsinvestering i ESA (CAPEX)	740.000	-185.228.037	-237.091.887	-250	-320
Driftsomkostninger til ESA (OPEX 1)	740.000	-246.900.000	-316.032.000	-334	-427
Nettoomkostninger til videre behandling og salg af output (OPEX 2)	740.000	-118.444.160	-151.608.525	-160	-205
Sparet forbrændingskapacitet	740.000	29.686.800	37.999.104	40	51
Miljøgevinster fra sparet CO ₂ -udslip	740.000	12.266.046	15.700.539	17	21
Totalt samfundsøkonomisk nettonutidsværdi		-532.278.931	-680.687.705	-719	-920

I relation til EU's genanvendelsesmål er der særlig fokus på øget genanvendelse af plast fra husholdninger. Det vil have en samfundsøkonomisk omkostning på 8.951 kr./ton udsorteret og afsat plastmix i det undersøgte scenarie, hvor alt restaffald fra husholdninger i Danmark behandles på eftersorteringsanlæg.

I alt vil der kunne udsorteres knap 48.000 tons plastmix af god kvalitet fra de skitserede anlæg, svarende til ca. 63 pct. af de udsorterede materialer (resten af de udsorterede materialer udgøres af drikkekartoner og metaller). De 8.951 kr./ton er opgjort ud fra, at plast tilsvarende bærer 63 pct. af den samfundsøkonomiske byrde ved eftersortering, og de øvrige udsorterede materialer bærer resten af omkostningerne

Af ovenstående følger, at hvis der ikke findes andre og billigere tiltag, der tilsammen kan realisere EU-målsætningen for øget genanvendelse af plast fra husholdningerne – og denne målsætning fastholdes – kan det muligvis alligevel være samfundsøkonomisk optimalt helt eller delvis at gennemføre scenariet, selvom den samlede nettonutidsværdi er negativ.

Gate fees og finansiering

For kommunerne vil etableringen og driften af eftersorteringsanlæg have den konsekvens, at de vil skulle betale et estimeret gate fee på 1.224 kr./ton for behandling af al deres restaffald. Til gengæld slipper kommunerne for at skulle betale forbrændingstaksten for restaffald, som – for så vidt angår det restaffald, der stadig skal videre til forbrænding efter sortering – er inkluderet i taksten på de 1.224 kr./ton fra eftersorteringsanlægget.

Med den nuværende typiske forbrændingstakst på 500-700 kr./ton inkl. afgifter (600 kr./ton i middelværdi), betyder det, at kommunerne får en merudgift på 624 kr./ton restaffald for eftersortering.

Dermed bliver den kommunale merudgift for genanvendelse af plast 6.058 kr./ton udsorteret og afsat plastmix

Dette er lavere end den samfundsøkonomiske omkostning på 8.951 kr./ton udsorteret og afsat plastmix

Grunden til, at de kommunale merudgifter til udsortering og afsætning af materialer til genanvendelse er lavere end de samfundsøkonomiske omkostninger, er først og fremmest afgiftsbesparelserne på forbrænding, som ikke tæller med i de samfundsøkonomiske opgørelser, fordi der er tale om overførsler. Staten er således med til at betale en del af de 8.951 kr./ton, som (i

modsatning til de 6.058 kr./ton) er den reelle samfundsøkonomiske omkostning ved at udsortere og afsætte materialerne til genanvendelse

I de andre lande vi har undersøgt, finansieres en betydelig del af merudgifterne til eftersortering af husholdningsaffaldet af producenterne (det gælder især i Norge og Holland, og i mindre grad i Sverige). Det sker i henhold til reguleringsmæssige bestemmelser om producentsansvaret, og indebærer i forlængelse heraf specifikke forhandlinger om den omkostningsægte pris for eftersortering og den nærmere byrdefordeling mellem parterne indenfor rammerne af de gældende regler. Hvis der indføres lignende regler i Danmark, vil en del af den kommunale udgiftsbyrde blive overvæltet på producenterne. I modsat fald vil finansieringen af meromkostningerne til eftersortering skulle realiseres via betydelige stigninger i de kommunale affaldsgebyrer for husholdningerne.

8.4 Perspektivering

Eftersortering af restaffald i national skala vil have en betydelig effekt på de nationale genanvendelsesmål for genanvendelse af husholdningsaffaldet. I særdeleshed for plast og MDK, hvor det vurderes at potentialet for indsamling til reel genanvendelse er større end for de kildesorterede mængder.

Scenariet for eftersortering af restaffald henblik på øget genanvendelse giver endvidere en positiv klimaeffekt på knap 24.000 tons sparede CO₂-ækvivalenter, om end CO₂-besparelsen relativt set er begrænset, set ud fra livscyklusperspektiv på de samlede klimabelastninger ved affaldshåndteringen.

Ud over de umiddelbart positive effekter i forhold til genanvendelse og klimabelastning, skal der fremhæves et betydeligt potentiale for indsamling af især EE og batterier, som er fejlsorteret og bortskaffet med husholdningsaffaldet, og som via eftersorteringen vil kunne omdirigeres fra almindelig forbrænding til korrekt håndtering som farligt affald.

Desuden er der potentialer i forhold at sortere andre target-fraktioner, herunder organisk affald til bioforgasning (madaffald, vådt pap og papir og lignende organisk affald) og pap. Der pågår forskning og testforsøg på anlæg og hos teknologileverandører med genanvendelse af fines (mindre fraktioner der frasorteres ved grovsortering) som eventuelt kan øge den effektive sorteringseffektivitet af især plast og der arbejdes også med test og udvikling i forhold til at kunne udsortere og anvende mere pap og papir til reel genanvendelse. Hvis teknologiudviklingen får succes med bedre sortering og oparbejdning af disse fraktioner, er der en betydelig upside for et yderligere genanvendelsespotentiale.

9. Referencer

- Affaldskortlægning af husstandsindsamlet affald, 2023. MST rapport 2234 – <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2023/02/978-87-7038-490-2.pdf>
- AffaldsPlus. Undersøgelse af husstandsindsamlet affald fra enfamilieboliger i Næstved, Ringsted og Sorø, AffaldsPlus 2025. Udført af Econet.
- AffaldsPlus information om bortskaffelse og genanvendelse af MDK: <https://affaldsplus.dk/mad-og-drikkekartoner-46>
- Affaldsopgørelser fra AffaldsPlus og Odense Renovation. Data fra Odense Renovation og AffaldsPlus – indsamlede affaldsfraktioner pr. person
- Affaldsviden.dk. Nøgletal for tabsrater oplyst af Odense Renovation, Poul Juul Hansen.
- Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål. Bek nr. 1001 af 27/06/2018 <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2018/1001>
- Forskrift om gjenvinning og behandling af affald (affaldsforskriften). https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930/KAPITTEL_11#KAPITTEL_11
- Danmarks Statistik: Befolkningstal januar 2025 jf. Danmarks Statistik: 5.961.249 personer
- Finansministeriet: Vejledning i samfundsøkonomiske analyser (2023)
- Høringsnotat om lovforslag til udvidet producentansvar, MIM, 2024
- IVAR 2.0 (Mepex) performance-krav til udstyrsleverandør til renhed for metal, pap/papir, plast
- IVAR 2.0 beregningsskema og nedstrømsinntekter og udgifter (intern data)
- Klimafaktorer for indsamling og genanvendelse af husholdningsaffald og husholdningslignende erhvervsaffald version 2.0. COWI, Brancheforeningen Cirkulær og Dakofa, Januar, 2025. <https://cirkulaer.dk/files/media/document/Generiske%20klimafaktorer%20version%202.0.pdf>
- Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet: Klimastatus og –fremskrivning 2025: Priser og vækst. Forudsætningsnotat
- ProcesFyn skitseprojekt for eftersortering af restaffald.
- Restaffaldsanalyse, Københavns Kommune 2023, udført af Econet.
- ROAF årsrapport 2024. https://roaf.no/wp-content/uploads/2025/06/AAsrapport_ROAF_2024_juni25.pdf
- Sorteringsundersøgelse, Nomi4S 2025, udført af JHN processer
- Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner 2025 – høringsudgave. Energistyrelsen (2025)
- Transportministeriets Regnearksmodel for Samfundsøkonomisk Analyse for transportområdet (2025). https://www.man.dtu.dk/myndighedsbetjening/teresa-og-transportoekonomiske-enhedspriser?utm_source=chatgpt.com
- TOMRA teknisk præsentation af IVAR 2.0
- Upphandlingsärende – mottagning och sortering av fraktionen plast från Resursutvinning Stockholm. Styrelsen för Stockholm Avfall AB. <https://meetings-public.stockholm.se/welcome-sv/namnder-styrelser/stockholm-avfall-ab/mote-2023-12-07/agenda/5upphandlingsarende-mottagning-och-sortering-av-fraktionen-plast-fran-resursutvinning-stockholm.pdf?downloadMode=open>

WEB

- Affaldsviden.dk hjemmeside: ¹ <https://affaldsviden.info>
- Omrin hjemmeside: <https://www.omrin.nl/en>

Plukanalyser

- Plukanalyser fra BRISTA
- Notat plukanalyser IVAR 2.0, 2025
- ROAF plukanalyse 2021
- Plukanalyser fra Odense Renovation 2024
- AffaldPlus 2024
- København Kommune 2023

Interviews

- Amager Resourcecenter, Helena Nielsen, Chef for affaldsindsamling
- IVAR: Audun Roalkvam, Fagansvarlig gjenvinning
- Mepex: Petter Thorbeck, Senior rådgiver
- Omrin: Rein van der Zwaag, Bedrijfsdirecteur Recycling. Aucke Bergsma, Teknisk udvikling
- ROAF: Jone Rivrud Rygg, Teknisk direktør
- Sörab, Stellan Höglund | Anläggningschef | Brista eftersorteringsanläggning
- SVOA: Hans Lundkvist, Fabrikschef, Högdalen
- Tomra: Oliver Lambertz, VP, Head of Technology and Solutions. Tomra, Lisa Höflechner Business Development Manager

Appendix 1. Identificerede sorteringsanlæg i EU og Norden

Anlæg/Navn	Operatør / Kunde	År kontrakt	Kapacitet (t/år)	Kapacitet (t/h)	Type affald	Leverandør	Teknologi
Danmark							
ARC	ARC	2026	110	40	Hus. affald		Banzo
Frankrig							
Angers	Angers Loire Métropole	2011	100	-	Hus. affald	RTT	Envac
Holland							
AVR - Rotterdam	AVR	2017	430	2x 35	Hus. affald	RTT	Banzo
AEB Amsterdam	AEB	2016	300	40	Hus. affald	RTT	Banzo
Attero Wijster (MSW)	Attero	2015	300	40	Hus. affald	RTT	Banzo
Attero Wijster (PMD)	Attero	2017	80	10	Plast	RTT	Banzo
Norge							
IVAR ESA-Forus	IVAR	-	66	-	Hus. affald	-	IVAR
ROAF	ROAF		72		Hus. affald		
Polen							
BYŚ Wojciech Byśkiniewicz	BYŚ - Wojciech Byśkiniewicz	2010	100	30-32	Hus. affald	Sutco/Ti-tech	Sutco
MBT Siedliska (Elk)	Przedsiębiorstwo Gospodarki Odpadami „Eko-MAZURY” Sp. z o.o.	2010	35	20-23	Hus. affald	Sutco/Ti-tech	Sutco
Sorteringsanlæg Gać	Zakład Gospodarowania Odpadami	2010	60	20-22	Hus. affald	Sutco/Ti-tech	Sutco
Affaldsbehandling Bielsko Biala	Zakład Gospodarki Odpadami S.A.	2010	75	20-24	Hus. affald	Sutco/Ti-tech	Sutco
MBT Elbląg	Zakład Utylizacji Odpadów	2010	75	20-24	Hus. affald	Sutco/Ti-tech	Sutco
Sverige							
BRISTA	Sörab	2021	75	40	Hus. affald		
Högdalen	Stockholm Vatten och avfall	2024	110	40	Hus. affald		
Storbritanien							
MTB Waterbeach Cambridge	Amy Cespay	2008	127	26	Hus. affald	RTT/TiTech	Komptech
MBT Southwark London	Veolia Environment Services	2011	87,5	29	Hus. affald	RTT/TiTech	Komptech

Avondale	AEL	2012	200	40	Hus. affald	Titech	Stadler
Severn Waste	Joint Venture FCC/URBASER	2008	111	20	Div. fraktioner	Titech	Masias
Spanien							
CTR Valles	Joint Venture Hera/FCC/URBASER	2009	300	90	Hus. affald	Titech	Masias
CESPA Talavera	CESPA	2008	80	30	Hus. affald	Titech	Stadler
CESPA Toledo	CESPA	2008	80	30	Hus. affald	Titech	Stadler
ECOPARC 4	CESPA	2009	360	90	Hus. affald	Titech	Stadler
Zona Franca	CESPA	2012	100	25	Hus. affald	Pellenc	Stadler
Lloret de Mar	GBI	2012	100	40	Hus. affald	Titech	Masias
Tyskland							
Münster	Remondis	2004	70	25	Hus. affald	Titech	Envac
Rostock	-	2005	135	-	Hus. affald	Pellenc	Envac
Øvrige							
Varna, Bulgarien	Ecoinvest Assets	2010	140	35	Hus. affald	Titech	Eggersmann
Larnacka, Cypern	Helector Cyprus LTD	2008	160	45	Hus. affald	Titech	Eggersmann
VALNOR, Portugal	Joint Venture Municipalities	2008	50	25	Hus. affald	Titech	Masias

Appendix 2. Mertransport i ESA-scenariet

Metode til opgørelse af mertransport af restaffald ved ESA-scenariet sammenlignet med nulsценariet

Ruteafstanden fra kommune til nærmeste forbrændingsanlæg

Ruterne for opsamling af restaffald, vil i hovedtræk ikke ændres ved introduktionen af eftersorteringsanlæg. Derfor er der i denne analyse ikke taget højde for transporten ifm. opsamlingsruterne som en del af de samlede transportomkostninger. Analysen tager udgangspunkt i transporten af restaffald efter opsamlingen, altså transportafstanden fra kommunen hvor affaldet er opsamlet til det nærmeste forbrændingsanlæg. Den mest solide metode vil være at tage udgangspunkt i hvor opsamlingsruterne ender, som vil være de fikspunkter i kommunerne, hvorfra affaldet transporteres til forbrændingsanlæggene. De oplysninger er ikke tilgængelige, har vi været nødsaget til at benytte en anden metode.

Rådhus som proxy for centroid for befolkningstæthed

For at udregne ruteafstanden fra hver kommune til det nærmeste forbrændingsanlæg, har vi derfor konstrueret et centralt fikspunkt, der repræsenterer det område i kommunen hvor befolkningstætheden er størst. Vi har anvendt kommunens rådhus som en proxy for centroid for befolkningstæthed, hvilket vi benytter som vores fikspunkt i beregningen. Da husholdningsrestaffald primært genereres i og omkring hovedbyen, vil rådhusplaceringen være en nær approximation af det område, hvorfra den største del af affaldet transporteres videre til behandlingsanlæg.

Ruten der tages afsæt i for alle kommuner, er kommunens rådhusadresse, til adressen for det nærmeste forbrændingsanlæg. Afstanden er beregnet ved hjælp af Google Maps, hvorfra køreafstand (i kilometer) er målt mellem kommunens rådhus og det nærmeste anlæg. Afstanden er beregnet ens for alle kommuner. Den ruteafstand med den korteste distance er valgt, selvom der er en alternativ rute, der tager mindre tid. Med afsæt i den metode, er transportafstanden fra hver kommune til nærmeste forbrændingsanlæg beregnet.

Affaldsmængden i kommunerne

Data om den årlige mængde genereret husholdningsrestaffald pr. kommune er hentet fra de bagvedliggende data fra affaldskortlægningen. Dermed har vi et grundlag for at vægte transportomkostningernes i beregningerne med det antal tons restaffald, der skal transporteres. Bornholm er udeladt i beregningen, da der formentlig vil skulle findes en særlig løsning for eftersortering af restaffald på Bornholm, hvor der ikke vurderes at være basis for at placere et standard-eftersorteringsanlæg på øen. Derfor er den totale affaldsmængde der tages afsæt i 733.410 ton og ikke 740.000 ton som angivet ifm. affaldskortlægningen.

Transportomkostning pr. km/ton for lastbil og komprimatorbil

Opgørelserne bygger på dialog med en af de store affaldstransportfirmaer (Verdis), research af fabrikant- og markedssider, samt *Lastbilvalgsmodellen (LVM) - Dokumentation udarbejdet af TRM - Version 2.0*, der særligt er anvendt til fastlæggelse af brændstofudgifter, chaufførløn og gennemsnitshastighed.

I analysen tages der udgangspunkt i to forskellige køretøjer der transporterer husholdningsaffaldet; 1) en 18-ton lastbil (forvogn) med en nyttelast på 8 ton restaffald og 2) en komprimatorbil med en last på 5 ton. Vi har anvendt *Lastbilvalgsmodellen (LVM) - Dokumentation udarbejdet af TRM - Version 2.0* som primær kilde til lastbilen med nyttelast, og vores dialog med

en af de store affaldstransportfirmaer (Verdis), som primær kilde til komprimatorbil. Som hovedregel kan det betale sig at anvende komprimatorbilen til at transportere affaldet ved kortere afstande, mens det kan betale sig at anvende lastbilen med nyttelast for længere afstande.

For 18-tons lastbil (forvogn) med en nyttelast på 8 ton restaffald tages der udgangspunkt i følgende forudsætninger:

- Afskrivning: Indkøbspris 1,0 mio. kr. ekskl. moms, økonomisk levetid 10 år og årligt kilometertal på 70.000 km, svarende til 1,43 kr./km i afskrivning.
- Brændstof: Forbrug 3,5 km/l og dieselpriis 9,2 kr./liter ekskl. afgifter, svarende til 2,63 kr./km.
- Vedligehold og dæk: Anslået 1,20 kr./km baseret på typiske erfaringstal for denne vægtsklasse.
- Forsikring: Anslået samlet forsikringsomkostning på ca. 15.000 kr./år, svarende til 0,20 kr./km ved 70.000 km/år. Vægtafgift og øvrige afgifter er udeladt
- Generelle driftsomkostninger: Administration, garage og planlægningsomkostninger anslås til 1,00 kr./km.
- Chaufføromkostning: Timeomkostning på 292 kr./time inkl. sociale bidrag og tillæg
- Effektiv gennemsnitshastighed: 60 km/time, hvilket giver en chaufføromkostning på 4,87 kr./km

For komprimatorbiler med en last på 5 ton, tages der udgangspunkt i følgende forudsætninger:

- Afskrivning: Indkøbspris 1,8 mio. kr. ekskl. moms, økonomisk levetid 10 år og årligt kilometertal på 40.000 km, svarende til 4,50 kr./km i afskrivning.
- Brændstof: Forbrug 2,5 km/l og dieselpriis 9,2 kr./liter ekskl. afgifter, svarende til 3,68 kr./km.
- Vedligehold og dæk: Anslået 1,80 kr./km baseret på typiske erfaringstal for denne vægtsklasse og komprimatoropbygning.
- Forsikring: Anslået samlet forsikringsomkostning på ca. 10.000 kr./år, svarende til 0,25 kr./km ved 40.000 km/år. Vægtafgift og øvrige afgifter er udeladt.
- Generelle driftsomkostninger: Administration, garage og planlægningsomkostninger anslås til 1,00 kr./km.
- Chaufføromkostning: Timeomkostning på 292 kr./time inkl. sociale bidrag og tillæg.
- Effektiv gennemsnitshastighed: 60 km/time, hvilket giver en chaufføromkostning på 4,87 kr./km.

Dette giver følgende samlede omkostning pr. kørt kilometer:

Omkostningselement	Lastbil – Enhedspris (kr./km)	Komprimatorbil – Enhedspris (kr./km)
Afskrivninger	1,43	4,5
Brændstof	2,63	3,68
Chaufførløn inkl. sociale omkostninger	4,87	4,87
Vedligehold og dæk	1,2	0,25
Forsikring, garage, planlægning	1,0	1,25
Total transportomkostning (middelværdi)	11,33	16,1
Typisk nyttelast	8 ton	5 ton
Omkostninger pr. km/ton (ekskl. Afgifter)	1,42	3,22

Den totale transportomkostning ligger på 11,33 kr./km. for en 18 tons lastbil med en nyttelast på 8 ton, og 16,1 kr./km. for en komprimatorbil med en last på 5 ton. For at omregne kr./km prisen til en pris i kr./km/ton divideres de to tal med den respektive last. Dette giver en transportomkostning på hhv. 1,42 kr. pr. km/ton hhv. 3,22 kr. pr. km/ton for lastbilen/komprimator-

bilen. Det er prisen pr. km/ton som anvendes i beregningen af de samlede transportomkostninger i analysen. Den endelige pris pr. km/ton, påvirkes dog af omlastning af restaffaldet.

Omlastning af restaffald og fastlæggelse af transportomkostning pr. km/ton

For at få et retvisende billede af prisen pr. km/ton, er det nødvendigt at tage højde for omlastning af restaffaldet. Omlastning af restaffald forekommer i tilfælde hvor transportafstanden til det nærmeste forbrændings- eller eftersorteringsanlæg er lang. I disse tilfælde kan det økonomisk set svare sig at omlaste affaldet fra komprimatorbiler til færre, større lastbiler. Baseret på Niras rapporten⁴⁶, estimeres en omlastning at koste et sted mellem 50-80 kr. pr. ton.

I vores rapport er der ikke foretaget en nærmere vurdering af, hvor stor en del af den samlede transportomkostning, der ender med at blive gjort til genstand for omlastning. Det vil bero på områdespecifikke logistiske overvejelser, herunder hvilken rådighed transportørerne har over eksisterende omlastestationer, og hvad der kan betale sig i den givne situation afhængigt af, hvor mange komprimatorbiler, der kører i området.

De potentielle ekstraomkostninger, der måtte opstå i tilfælde af omlastning er håndteret ved, at der i den samlede beregning af transportomkostninger tages udgangspunkt i prisen pr. km/ton for en komprimatorbil – i alle tilfælde, uanset afstanden. Ved at tage udgangspunkt i en komprimatorbil for alle ruter, kompenserer vi for de ekstra omkostninger, der er ved at omlaste, da en komprimatorbil er dyrere pr. km. (16,1 kr./km) end en lastbil (11,33), selvom lastbilen er det køretøj der anvendes for hovedparten af ruten (strækningen efter der er omlastet) for ruter med en lang transportafstand.

Fordi vi tager udgangspunkt i en standardiseret pris pr. km, er det også nødvendigt at bestemme en standardiseret gennemsnitlig last. Idet det ikke kan modelleres præcist, hvor og hvornår komprimatorbiler hhv. lastbiler anvendes, er det ikke muligt at beregne, hvor stor lasten er i gennemsnit pr. tur. Som forenkling har vi valgt at benytte middelværdien af lasten for en komprimatorbil og en lastbil. Nyttelasten er 8 tons for en 18 tons lastbil hhv. 5 tons for en typisk komprimatorbil, hvilket svarer til en middelværdi på 6,5 ton.

Ud fra dette fastlægges den endelige transportomkostning pr. km/ton til beregningerne. Med en gennemsnitlig last på 6,5 ton og en total transportomkostning på 16,1 kr. pr. km. (for den dyre variant, komprimatorbilen) svarer det til en omkostning på 2,48 kr. pr. km/ton. Hvis ekstra-transport alene fandt sted via 18 tons lastbiler, ville omkostningen kunne nedbringes 1,42 kr. pr. km/ton. Forskellen på de 1,06 kr. pr. km/ton kompenserer således for, at vi ikke specifikt indregner omkostninger til omlastning for de tilfælde, det måtte komme spil.

Efterfølgende transport til forbrænding

Den mængde restaffald som forventes at tilgå hver af de 8 eftersorteringsanlæg er opgjort 92.500 tons (input), svarende til den totale mængde restaffald generet fra husholdningerne, 740.000 tons, divideret med 8 anlæg. 664.309 tons af inputtet kan ikke eftersorteres, og ender derfor som restaffald til forbrænding. Den andel der ender som restaffald til forbrænding, skal transporteres til forbrændingsanlæggene til videre behandling der.

På grund af den betydelige mængde der vil skulle transporteres fra eftersorteringsanlæggene til forbrændingsanlæggene antages hvert eftersorteringsanlæg placeret ved siden af et eksisterende forbrændingsanlæg med stor kapacitet. Eftersom eftersorteringsanlæg og forbrændingsanlæg ligger placeret stort set samme sted, medfører det ikke mertransport. Derfor har vi ikke taget højde for denne del af transporten i den samlede opgørelse.

⁴⁶ Omlastningsomkostningerne er baseret på niveauer angivet i NIRAS' analyser af omkostningsstrukturer i affaldssektoren, hvor omlastning typisk vurderes at ligge i intervallet 50–80 kr. pr. ton under danske driftsforhold.

Selvom inputmængden er så relativ høj, vurderer vi, at der ikke vil blive et problem med manglende kapacitet på de store forbrændingsanlæg ved siden af eftersorteringsanlæg. Den samlede kapacitet på forbrændingsanlæggene i Danmark er 4.012.522 ton. Kapaciteten på de 8 forbrændingsanlæg, som eftersorteringsanlæggene placeres ved siden af, er 2.223.432 ton, hvilket svarer til ca. det tredobbelte af den totale mængde restaffald fra danske husholdninger. Kapaciteten på de 8 forbrændingsanlæg overgår dermed markant den restaffaldsmængde på ca. 664.000 tons, der vil være tilbage fra eftersorteringsanlæg efter udsortering.

Appendix 3. Nyt forbrændingsanlæg

Metode til opgørelse af nettoomkostningerne ved anlæg og drift af ny forbrændingskapacitet på 90.000 tons

1. Kapacitet, udnyttelsesgrad og teknisk konfiguration

Anlægget antages dimensioneret til 90.000 tons affald pr. år med en udnyttelsesgrad på 90 pct., svarende til en behandlet mængde på 81.000 tons affald årligt. Anlægget forudsættes opført som et moderne dansk affaldsenergianlæg med fuld røggasrensning, høje emissionsstandarder og kombineret kraftvarmeproduktion (CHP). Der antages adgang til et fjernvarmesystem, hvor den producerede varme kan afsættes

2. Kapitalomkostninger (CAPEX)

For et anlæg af denne størrelse ligger investeringen typisk på omkring 9.100 kr. pr. ton årlig kapacitet, hvilket afspejler de begrænsede stordriftsfordele for mindre anlæg sammenlignet med større anlæg. Kapitalomkostningen omregnes til en årlig annuitet ved brug af en kalkulationsrente på 3,5 pct. og en økonomisk levetid på 30 år. Dette giver en annuitetsfaktor på 0,05417 og en årlig kapitalomkostning på ca. 550 kr. pr. behandlet ton affald ved 90 pct. kapacitetsudnyttelse.

3. Driftsomkostninger (OPEX)

OPEX-niveauet for et anlæg i denne størrelsesorden vurderes til ca. 620 kr. pr. ton. Omkostningerne omfatter bemanning, vedligeholdelse, kemikalieforbrug, energiforbrug, forsikring og administration samt øvrige driftsrelaterede poster. Denne omkostningsprofil er typisk højere pr. ton end for større anlæg, som opnår markante stordriftsfordele

4. Energiudnyttelse og salg af varme og el

Det forudsættes, at affaldets brændværdi udgør 10 GJ pr. ton. Et anlæg i denne kapacitetsklasse forventes at producere ca. 370 kWh el og 1,8 MWh varme pr. ton affald. Indtægterne beregnes ud fra en elpris på 0,40 kr. pr. kWh og en varmepris på 350 kr. pr. MWh. Den samlede energisalgsværdi udgør dermed ca. 780 kr. pr. ton affald

5. Nettoresultat før afgifter

Når kapitalomkostninger, driftsomkostninger og indtægter fra energisalg kombineres, fremkommer et nettoresultat på ca. +390 kr. pr. ton affald. Dette betyder, at anlægget har en årlig nettoudgift pr. ton affald, før energiafgifter og CO₂-afgift indregnes. Dermed vil et anlæg på 90.000 tons/år kræve en behandlingsbetaling (gate fee) på omkring 390 kr. pr. ton affald for at opnå økonomisk balance. Resultatet illustrerer, at mindre anlæg har markant højere omkostninger pr. ton end større anlæg, primært som følge af begrænsede stordriftsfordele og lavere energieffektivitet

Appendix 4. Afgiftsprofilen ved varierende plastindhold

Plast udgør typisk 5–15 % af restaffaldets vægt, men betragtes som 100 % fossilt og har en høj emissionsfaktor på ca. 3,0 ton CO₂ pr. ton plast, hvilket er standard i danske og nordiske modeller (f.eks. Energistyrelsens teknologikataloger og nordiske emissionsstudier). Øvrige restfraktioner antages at bidrage med ca. 0,135 ton fossil CO₂ pr. ton affald, i tråd med typiske danske affaldsanalyser. CO₂-afgiften beregnes på baggrund af den gældende sats for ikke-bionedbrydeligt affald på 711,6 kr. pr. ton fossil CO₂ jf. CO₂-afgiftsloven (Skatteministeriet, skm.dk). De øvrige energiafgifter udgør ca. 310 kr./ton baseret på gældende regler i energiafgiftslovgivningen (PwC Afgiftsvejledning; Energiafgiftsloven).

For at kunne kvantificere, hvordan ændringer i plastandelen påvirker den samlede afgiftsbelastning, beregnes først den fossile CO₂-udledning pr. ton restaffald og dernæst den tilknyttede CO₂-afgift. Beregningsrelationerne er følgende:

Den fossile CO₂-udledning fra restaffald opgøres som:

$$\Delta\text{CO}_2^{\text{fossil}} = P_{\text{plast}} \cdot 3,0 + (1 - P_{\text{plast}}) \cdot 0,135$$

CO₂-afgiften beregnes som:

$$\text{CO}_2\text{-afgift} = \Delta\text{CO}_2^{\text{fossil}} \cdot 711,6$$

De beregnede afgiftsniveauer og deres konsekvenser for den samlede pris pr. ton restaffald fremgår af nedenstående oversigt.

Afgiftsprofil baseret på plastandelen i restaffaldet

Scenarie (plastandel i restaffald)	Samlet pris inkl. afgifter (kr./ton)	Heraf CO ₂ -afgift (kr./ton)	Heraf øvrige energiafgifter (kr./ton)	Skønnet gate fee ekskl. afgifter (kr./ton)	Forskel ift. 10 % plast (kr./ton)
5 pct. plast	ca. 495 kr/ton	ca. 203	ca. 310	ca. -10	-105 kr/ton
10 pct. Plast (reference)	600 kr/ton	ca. 310	ca. 310	ca. -10	0
15 pct. plast	ca. 705 kr/ton	ca. 416	ca. 310	ca. -10	105 kr/ton

Når plastindholdet reduceres, falder den fossile CO₂-udledning markant og dermed også den samlede afgiftsbetaling. Dette har ingen betydning for samfundsøkonomien i en NPV-betragtning, hvor afgifter behandles som rene overførsler, men det har væsentlig betydning for driftsøkonomien for eftersorteringsanlæggene. En lavere afgiftsbelastning betyder, at anlæggene kan operere med et lavere nødvendigt gate fee, hvilket også fremhæves i praksis fra flere af nordiske case-anlæg, hvor CO₂-afgiftsbesparelsen er identificeret som en af de få, men økonomisk betydningsfulde effekter ved øget plastudtag og eftersortering.

Som vist i tabellen ændres behandlingsprisen næsten proportionalt med plastandelen. Ved 10 pct. plast er den samlede pris ca. 600 kr./ton, mens reduktion til 5 % plast sænker prisen til omkring 495 kr./ton. Tilsvarende øges prisen til ca. 705 kr./ton ved 15 % plast. Den samlede forskel mellem lav og høj plastandel er dermed i størrelsesordenen 210 kr./ton, hvilket illustrerer plastens betydelige indvirkning på afgiftsbelastningen og dermed på eftersorteringsanlæggenes driftsøkonomi.

Eftersortering af restaffald

Projektets formål er at analysere om det, ud fra et miljøperspektiv og samfundsøkonomisk perspektiv, er fordelagtigt at implementere eftersorteringsanlæg til behandling af den totale mængde restaffald fra husholdninger i Danmark. Det er ikke en del af formålet at vurdere de miljø- og samfundsøkonomiske effekter ved eventuelle ændringer i kildesortering af affaldet, hvis eftersorteringsanlæg introduceres som en del af værdikæden til behandling af affald fra husholdninger.

Projektet er afgrænset til alene at analysere på effekter relateret til restaffald fra husholdninger og omhandler ikke effekter i forhold til andet indsamlet affald, f.eks. restaffald fra erhvervsaffald eller eftersortering af kildesorteret fraktioner, f.eks. plast eller MDK.



Miljøstyrelsen
Lerchesgade 35
5000 Odense C

www.mst.dk