



**Reduktion af  
klimagasser fra  
behandling af  
haveaffald**

**Del 3: Alternative  
teknologier til  
behandling af  
haveaffald i Danmark**

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Silje Kærn Berggreen, COWI A/S

Morten Wismann Halkjær, COWI A/S

Simon Graasbøll, COWI A/S

Cecilie Lundgaard Gudsøe COWI A/S

Johanna Hyveled Jakobsen, COWI A/S

ISBN: 978-87-7038-489-6

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings-og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

# Indhold

<b>1.</b>	<b>Indledning og formål</b>	<b>6</b>
<b>2.</b>	<b>Sammenfatning</b>	<b>8</b>
2.1	Resultater fra klimascreening	10
2.2	Resultater fra erhvervsøkonomisk analyse	11
<b>3.</b>	<b>Definitioner</b>	<b>13</b>
<b>4.</b>	<b>Rammesætning</b>	<b>15</b>
4.1	Behandling af haveaffald i Danmark	15
4.2	Emissionsfaktorer for kompostering og oplagring af finstof	16
4.3	Fokus for rapporten	16
<b>5.</b>	<b>Sammensætning af haveaffald</b>	<b>18</b>
<b>6.</b>	<b>Beskrivelse af undersøgte teknologier</b>	<b>20</b>
6.1	Nuværende praksis – åben milekompostering	20
6.1.1	Beskrivelse af den analyserede løsning	20
6.1.2	Producerede produkter	22
6.1.2.1	Kompost	22
6.1.2.2	Finstof til direkte udspredning på landbrugsjord	22
6.1.2.3	Træ og grene (biomasse)	22
6.1.3	Væsentligste fordele og ulemper	22
6.2	Indkapslede komposteringsløsninger	22
6.2.1	Indkapslet milekompostering	23
6.2.2	Indkapslet kompostering med aktiv beluftning	23
6.2.2.1	Beskrivelse af løsning	24
6.2.3	Reaktorkompostering - lukket aktivt beluftet kompostering	25
6.2.3.1	Beskrivelse af løsning	25
6.2.3.2	Producerede produkter ved indkapslet kompostering (alle indkapslede løsninger)	26
6.2.3.3	Væsentlige fordele og ulemper (alle indkapslede løsninger)	27
6.3	Pyrolyse	28
6.3.1	Beskrivelse af løsning	28
6.3.1.1	Neddeling og sortering	28
6.3.1.2	Pelletering	29
6.3.1.3	Tørring	29
6.3.1.4	Selve pyrolyseprocessen	29
6.3.2	Producerede produkter	30
6.3.2.1	Biokul	31
6.3.2.2	Brug af biokul	31
6.3.2.3	Gas	32
6.3.2.4	Evt. bioolie	32
6.3.3	Væsentlige fordele og ulemper	32
6.4	Kombineret anaerob og aerob nedbrydning	32
6.4.1	Beskrivelse af løsning	33

6.4.1.1	Semi-dry teknologi	33
6.4.1.2	Plug-flow-teknologi	35
6.4.2	Producerede produkter	37
6.4.2.1	Biogas	37
6.4.2.2	Kompost	37
6.4.2.3	Flydende digestat	37
6.4.3	Væsentlige fordele og ulemper	37
<b>7.</b>	<b>Producerede produkters jordforbedrende egenskaber</b>	<b>39</b>
7.1	Genanvendelse af næringsstoffer	39
7.2	Udvaskning af næringsstoffer	40
<b>8.</b>	<b>Behandlingsscenarier</b>	<b>41</b>
8.1	Scenariebeskrivelser og massestrømme	41
8.1.1	Nuværende praksis (NP)	42
8.1.2	Reaktorkompostering (RK)	43
8.1.3	Kombineret anaerob og aerob nedbrydning (AD-SD og AD-PF)	44
8.1.4	Forbrænding (F)	45
8.1.5	Pyrolysescenarie (P)	46
8.2	Producerede produkter	47
8.2.1	Output fra nuværende praksis	47
8.2.2	Output fra reaktorkompostering	47
8.2.3	Output fra kombineret anaerob og aerob nedbrydning	47
8.2.4	Output fra forbrændingsscenariet	47
8.2.5	Output fra pyrolyse	47
8.2.6	Genanvendelse af producerede produkter	47
<b>9.</b>	<b>Screening af klimaeffekter</b>	<b>49</b>
9.1	Behandlingsscenarier og systemafgrænsninger	50
9.1.1	Nuværende praksis (NP)	50
9.1.2	Reaktorkompostering (RK)	51
9.1.3	Kombineret anaerob og aerob nedbrydning – (AD-PF og AD-SD)	52
9.1.4	Forbrændingsscenariet (F)	53
9.1.5	Pyrolyse (P)	54
9.2	Resultater af klimascreeningen	55
9.2.1	Sammenfatning af sensitivitets- og scenarieanalyser	57
9.2.2	Kulstof og energiindhold	58
9.2.3	Energiscenarier	59
9.2.4	Direkte emissioner (inkl. metanlækage fra anaerob nedbrydning)	59
9.2.5	Kulstoflagring i og mængden af kulstof som ender i biokul,	59
9.2.6	Pyrolyse af biomasse scenarie	59
9.3	Konklusion af klimaberegninger	61
9.3.1	Forslag til videre arbejde	61
<b>10.</b>	<b>Erhvervsøkonomisk analyse af alternative behandlingsformer</b>	<b>63</b>
10.1	Generelle forudsætninger for den erhvervsøkonomiske analyse	63
10.1.1	Data	64
10.1.2	Skalering af stordriftsfordele	65
10.1.3	Følsomhedsanalyser	65
10.2	Nuværende praksis (NP)	65
10.2.1	Scenariebeskrivelse	65
10.2.2	Datagrundlag	65
10.2.3	Behandlingspris	66
10.3	Indkapslet milekompostering/reaktor kompostering (RK)	66

10.3.1	Scenariebeskrivelse	66
10.3.2	Datagrundlag	66
10.3.3	Behandlingspris	67
10.4	Behandling ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning (AD-PF)	69
10.4.1	Beskrivelse af scenariet	69
10.4.2	Datagrundlag	69
10.4.3	Behandlingspris	70
10.4.4	Følsomhedsanalyser	71
10.4.4.1	Rente	72
10.4.4.2	Anlægsinvestering	72
10.4.4.3	Drift og vedligehold	72
10.4.4.4	Levetid	72
10.4.4.5	Produktion af opgraderet biogas	72
10.4.4.6	Pris på opgraderet biogas	73
10.4.4.7	Nettilslutning	73
10.4.4.8	Opsummering	74
10.5	Pyrolyse (P)	75
10.5.1	Scenariebeskrivelse	75
10.5.2	Datagrundlag	76
10.5.3	Behandlingspris	77
10.5.4	Følsomhedsanalyser	78
10.5.4.1	Anlægsinvesteringer og driftsomkostninger	78
10.5.4.2	Rente	79
10.5.4.3	Drift og vedligehold	79
10.5.4.4	Levetid	79
10.5.4.5	Produktion af biokul	79
10.5.4.6	Salg af carbon removal credits fra biokul	79
10.5.4.7	Varmeproduktion	79
10.5.4.8	Forøgelse af varmeproduktionen og mængden af biokul med 50 %	80
10.5.4.9	Afstand til nettet	80
10.5.4.10	Opsummering	80
10.6	Konklusion af erhvervsøkonomisk analyse	81
<b>11.</b>	<b>References</b>	<b>84</b>
	<b>Bilag 1.Bilagsrapport</b>	<b>86</b>

# 1. Indledning og formål

Regeringen har en målsætning om at nedbringe udledningen af drivhusgasser som kuldioxid (CO<sub>2</sub>), metan (CH<sub>4</sub>) og lattergas (N<sub>2</sub>O) i Danmark. Haveaffald har et potentiale til at bidrage til disse mål. Nærværende projekt vedrørende reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald i Danmark er i den forbindelse igangsat af Miljøstyrelsen og udarbejdet af COWI. Projektet er opdelt i følgende tre arbejdsplaner og publikationer:

- 1 Markedsundersøgelse af haveaffald i Danmark: Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald i Danmark Del 1: Markedskortlægning. Refereret til i rapporten som Arbejdsplan 1 (Guldborg, Henriksen, Schjødt-Hansen, & Graasbøll, 2022).
- 2 Teknisk rapport til undersøgelse af emissionsfaktorer for kompostering og oplagring af finstof i Danmark: Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald i Danmark Del 2: Emissionsfaktorer for behandling af haveaffald i Danmark. Refereret til i rapporten som Arbejdsplan 2.
- 3 Undersøgelse af alternative teknologier til kompostering: Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald i Danmark Del 3: Alternative teknologier til behandling af haveaffald i Danmark. Refereret til i rapporten som Arbejdsplan 3. Der er til arbejdsplan 3 udgivet en bilagsrapport (*'Bilagsrapport – Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald. Afrapportering af klimaberegninger'*), hvor den fulde klimascreening er af-rapporteret.

Nærværende rapport er Arbejdsplan 3 og har til formål at uddybe potentialet for alternative teknologier til behandling af haveaffald i Danmark. Med udgangspunkt i den nuværende praksis, gennemgås og sammenlignes de undersøgte teknologier; (i) indkapslet kompostering, (ii) pyrolyse og (iii) kombineret anaerob og aerob nedbrydning ved semi-dry- og plug-flow-proces. Rapporten indledes med en uddybning af sammensætningen af det danske haveaffald samt en gennemgang af den nuværende behandling. Efterfølgende beskrives de undersøgte alternative teknologier, producerede produkter og deres væsentligste fordele og ulemper. Yderligere diskuteres andre forhold, som er vigtige at undersøge nærmere på tværs af teknologierne, men som er uden for afgrænsningen af denne rapport.

Der er som udgangspunkt foretaget en økonomisk analyse samt en klimaberegning af hver teknologi. Analyserne er gennemført for at muliggøre en sammenligning af teknologierne. Derudover giver analyserne input til en kommende beslutning om behandling af haveaffald. De økonomiske analyser samt klimaberegningerne skal ses som vejledende, og de er baseret på det datagrundlag, der er tilvejebragt i forbindelse med nærværende projekt. Specifikke forhold ved et bestemt anlæg vil variere og have indflydelse på økonomi og klima. Der er foretaget en økonomisk analyse af den nuværende praksis (åben milekompostering), indkapslet kompostering med undtagelse af filterteknologien, pyrolyse, samt for plug-flow-teknologien. Der er lavet klimaberegninger for åben milekompostering, indkapslet kompostering, pyrolyse, samt for semi-dry- og plug-flow-biogasningsteknologierne.

Som grundlag for den økonomiske analyse og klimaberegningerne er der opsat scenarier for hver enkelt behandlingsteknologi. For hvert scenarie gives en realistisk fordeling af haveaffaldet mellem én eller flere teknologier. Scenarieopsætningen har til formål at skabe et realistisk

grundlag for, hvor stor en andel af haveaffaldet, der kan behandles ved de respektive teknologier. For hvert scenarie er der opstillet en massestrømsanalyse, der beskriver flowet af haveaffaldet for hver teknologi frem til produktionen af de enkelte slutprodukter. Afslutningsvis præsenteres resultaterne af den økonomiske analyse samt af klimaberegningerne for hver enkel teknologi. På baggrund af de økonomiske analyser og klimaberegningerne sammenlignes teknologierne. Der foreligger ikke nogen anbefaling af, hvilke teknologier der er bedre egnede end andre, da dette er en vurdering, der afhænger af en række parametre, og vægtningen af disse.

Data til brug i rapporten er indsamlet ved dialog med aktører på markedet, erfaring samt hentet fra videnskabelige artikler. Hvor data ikke har været tilgængelig, er der foretaget estimater. Da analyserne afspejler endnu ikke opførte anlæg og teknologier, er der taget udgangspunkt i sammenlignelige, eksisterende anlæg. Der er fundet gennemsnitsværdier, og data er modificeret til at afspejle den situation, de forventes at blive opført under.

## 2. Sammenfatning

Nærværende rapport omfatter en undersøgelse af alternative teknologier til behandling af haveaffald i Danmark. Teknologier der potentielt kan bidrage til regeringens målsætning om at nedbringe det nationale klimaaftryk. Derfor har Miljøstyrelsen igangsat projektet "*Reduktion af klimagasser fra haveaffald i Danmark*" i samarbejde med COWI. Denne rapport indgår, som tredje del af i alt 3 arbejdspakker. Formålet er at undersøge potentialet for at erstatte den nuværende praksis for haveaffaldsbehandling, åben milekompostering. Det sker gennem en analyse af alternative teknologier/behandlingsform baseret på en økonomisk og en klimamæssig screening. De alternative teknologier, der er undersøgt, er:

- Åben milekompostering (nuværende praksis): 25 % af det modtagne haveaffald forbrændes som biomasse, 56 % afsættes som finstof og spredes direkte på landbrugsjord og 19 % komposteres i åbne miler. De største drivhusgasudledninger opstår under selve komposteringsprocessen samt ved oplagring af finstof inden spredning. Fordelene er, at det er en simpel og billig løsning, der er baseret på eksisterende infrastruktur. Ydermere recirkuleres og udnyttes næringsstofferne i haveaffaldet. En væsentlig ulempe er de potentielle drivhusgasudledninger.
- Indkapslet milekompostering: Denne teknologi er baseret på den nuværende praksis, men hvor komposteringen i stedet foregår i f.eks. en telthal. Kun den komposterede del (19 %) påvirkes af ændringen. Drivhusgasudledninger indfanges og føres gennem et biofilter. Fordelene er, at der er få ændringer til den nuværende løsning, samt at der er en reduktion af drivhusgasserne, før de udledes. En væsentlig ulempe er, at det tiltænkte biofilter ikke egnede sig til formålet, hvorfor en ny filterteknologi skal udvikles, inden løsningen bliver et realistisk alternativ. I den tiltænkte metode er der heller ingen energiudnyttelse af den opsamlede gas, udelukkende reduktion. Yderligere er det en hypotetisk og uprøvet teknologi og derfor forbundet med høj usikkerhed.
- Lukket, aktivt beluftet kompostering: Komposteringen foregår i et lukket miljø, f.eks. i en container, hvori komposten løbende bliver ventileret for at reducere metandannelse. Luften føres gennem et biofilter af kompost, før den udledes, hvorved de potente drivhusgasser omdannes til CO<sub>2</sub>. Denne teknologi producerer kompost som slutprodukt. Fordelene er, at der kan opnås lavere drivhusgasudledninger gennem en relativt billig løsning. En løsning der kan implementeres omkring den nuværende infrastruktur. Processen har også høj bevaringsgrad af de næringsstoffer, der er i haveaffaldet, og den er mindre pladskrævende end åben milekompostering. Til slut er det en afprøvet teknologi, som allerede benyttes i stor skala i f.eks. Tyskland. Ulemperne er, at den energi, der frigives i processen, ikke udnyttes.
- Pyrolyse: Haveaffaldet sorteres, neddeles og tørres, før det indføres i et pyrolysekammer. Her opvarmes det ved en temperatur på 450°C-800°C under iltfattige/iltfrie forhold. Derved konverteres biomassen til gas og biokul. Gassen sendes til en opvarmer, hvor den forbrændes. Varmen herfra anvendes i processen, og overskudsvarmen sendes til fjernvarmenettet eller til nærliggende industri. Det biokul, der produceres, opsamles og nedmuldes i landbrugsjord. Fordelene ved pyrolyse er en nedsat udledning af drivhusgasser, da disse udnyttes til energiproduktion. Yderligere fjernes urenheder undervejs ved de høje temperaturer. Endelig bidrager biokullet til karbonlagring og gødning af landbrugsjorden. En ulempe ved teknologien er, at det er en relativt ny teknologi i sammenhæng med haveaffaldsbehandling, og langtidseffekterne



af brugen af biokul, til sammenligning med kompost, er ukendt. Derudover er processen meget afhængig af et homogent input, hvilket kræver en omfattende forbehandling.

- Kombineret anaerob og aerob nedbrydning: Teknologi hvor anaerob nedbrydning og kompostering kombineres til behandling af haveaffald. Fordelene ved disse teknologier er, at biogas udnyttes som erstatning for naturgas, der produceres kompost som ved nuværende praksis, og teknologierne kan håndtere affald med varierende sammensætning. Kombineret anaerob og aerob nedbrydning er desuden pladsbesparende ift. milekompostering, og de nævnte teknologier kører automatisk døgnet rundt med begrænset behov for vedligeholdelse. Ulemperne er, at det vil kræve, at der bygges en masse nye anlæg, og der er desuden risiko for metanlækager flere steder i processen. To konkrete teknologier er foreslået og beskrevet nedenfor:
  - Semi-dry: Et system hvor det tørre haveaffald bevares i et procesmodul, og det våde perkolat opholdes i en gasreaktor. Haveaffaldet vaskes løbende med perkolat, som opsamles igen i bunden af procesmodulet og føres tilbage til gasreaktoren. Derved dannes biogas i reaktoren. Processen gentages løbende gennem ca. 4 uger, indtil det maksimale metanudbytte er nået. Derefter tilføres ilt til haveaffaldet for at igangsætte kompostering, hvilket tager yderligere 4 uger. Til slut overføres biomassen til en eftermodningstank, hvor den færdigkomposterer i ca. 3 måneder under aktiv beluftning. Luften føres gennem et biofilter, før den udledes.
  - Plug-flow: En kontinuerlig proces hvor der løbende tilføres materiale til en horisontal reaktortank. Reaktoren indeholder langsomt roterende skovlblade, der sikrer, at biomassen er blandet, så materialet nedbrydes bedst muligt, og et maksimalt gasudbytte sikres. Efter den anaerobe nedbrydning frasorteres et fast og et flydende restprodukt. Det flydende restprodukt kan benyttes som flydende gødning til landbrugsjord samt recirkuleres til processen for at opretholde det optimale vandindhold i reaktortanken. Den faste del komposterer i et kammer under kraftig ventilation. Der produceres altså også både biogas og kompost fra denne type anlæg. Også her føres luften gennem et biofilter, før det udledes.

Der er antaget en sammensætning af haveaffald på baggrund af et studie fra Aarhus komposteringsanlæg hvor sæsonvariation er medtaget. På baggrund af dette studie er haveaffaldet antaget at bestå af 75 % finstof og 25 % biomasse, med et vandindhold på henholdsvis 39 % og 40 %. Sammensætningen har stor indflydelse på resultaterne af analysen, og er vigtig at forholde sig til.

I rapporten er der opstillet scenarier, der angiver en realistisk fordeling af haveaffaldet mellem en eller flere teknologier. En massestrømsanalyse er opstillet for hvert scenarie, der beskriver affaldsflowet til de respektive teknologier. Der er foretaget erhvervsøkonomiske beregninger for alle scenarier, på nær for semi-dry kombineret anaerob og aerob nedbrydning. En screening af klimapåvirkningen er foretaget for samtlige scenarier. I det nedenstående er de fem undersøgte scenarier beskrevet. Fælles for disse er, at haveaffaldet transporteres til det respektive haveaffaldsanlæg til behandling. De opstillede scenarier er som følger:

- Nuværende praksis: Beskriver haveaffaldsbehandling som det foregår i dag. Her spredes 56 % af haveaffaldet direkte på landbrugsjord, de 25 %, som udgør biomassen, sendes til forbrænding, og de resterende 19 % behandles gennem åben milekompostering. Fra forbrændingen bliver overskudsenergi udnyttet til produktion af elektricitet og varme, og den færdige kompost spredes på landbrugsjord.

- **Reaktorkompostering:** Her behandles 75 % af haveaffaldet gennem lukket, aktivt beluftet reaktorkompostering, hvormed de resterende 25 %, der udgør biomassen, forbrændes. Fra forbrændingen bliver overskudsenergi udnyttet til produktion af elektricitet og varme, og den færdige kompost spredes på landbrugsjord.
- **Pyrolyse:** I dette scenarie behandles 100 % af det modtagne affald ved pyrolyse. Fra pyrolyseprocessen bliver gas og biokul produceret, hvilket kan henholdsvis energiudnyttes og nedmuldes i landbrugsjord.
- **Kombineret anaerob og aerob nedbrydning:** Et scenarie hvor 75 % af affaldet bliver behandlet med anaerob nedbrydning, hvorfra biogas og digestat produceres. Digestaten bliver efterfølgende komposteret gennem lukket, beluftet reaktorkompostering og derved omdannet til kompost. De resterende 25 % udgør biomasse, som forbrændes. Af denne del, sker der energiudnyttelse.
- **Forbrænding:** I dette scenarie bliver 100 % af haveaffaldet sendt til forbrænding. Her produceres altså intet jordbrugsprodukt. Behandlingen kan derved ikke opgøres som genanvendelse. Ved forbrænding bliver overskudsenergi dog udnyttet til produktion af elektricitet og varme.

Scenarierne bliver sammenlignet på baggrund af deres økonomiske værdi samt en screening af den klimamæssige påvirkning. Disse faktorer er tænkt som en del af beslutningsgrundlaget for den fremtidige behandling af haveaffald i Danmark. Rapporten kommer ikke med nogen egentlig anbefaling.

## 2.1 Resultater fra klimascreening

Samtlige behandlingsscenarier er forbundet med både CO<sub>2</sub>-ækv. udledninger og CO<sub>2</sub>-ækv. besparelser som samlet summerer op til en nettobesparelse af drivhusgasser fra hvert behandlingsscenarie. Besparelsen varierer i størrelse og er mindst for den nuværende praksis (NP) som har en besparelse på 30 kg CO<sub>2</sub> ækv. per ton haveaffald behandlet, og størst for pyrolyse (P), hvor besparelsen ligger på 263 kg CO<sub>2</sub> ækv. per ton haveaffald behandlet. Reaktorkomposteringsscenarioet (RK) er forbundet med en besparelse på 55 kg CO<sub>2</sub> ækv. per ton haveaffald behandlet, og er altså det scenarie med den næstmindste nettobesparelse. De to scenarier for kombineret anaerob og aerob nedbrydning (AD-PF og AD-SD) har en netto besparelse på henholdsvis 60 og 75 kg CO<sub>2</sub> ækv. per ton haveaffald behandlet. Forbrændingsscenariet (F) er forbundet med den næststørste besparelse af drivhusgasser og netto besparelserne er samlet set 103 kg CO<sub>2</sub> ækv. per ton haveaffald behandlet.

Resultaterne er bundet op på en række forudsætninger og antagelser. Hvis disse ændres, vil resultatet påvirkes. For at undersøge robustheden af resultatet, er der i rapporten opstillet en række sensitivitets- og scenarieanalyser. I disse er det undersøgt hvilke parametre modellen er mest sensitiv over for en ændring af, samt hvad det betyder for resultatet hvis sensitive og usikre parametre (forudsætningerne i modellen) ændres. Generelt gælder det, at realistiske ændringer af de undersøgte parametre ikke medfører væsentlige ændringer i resultaterne, der ændrer på det overordnede billede af analysen. Pyrolysescenariet vil, i alle tilfælde, have en markant bedre klimaprofil end de resterende scenarier, mens den nuværende praksis altid resulterer i de højeste netto emissioner. Det kan ikke udelukkes at en ændring i flere eller samtlige af de undersøgte parametre på samme tid, vil medføre betydelige ændringer i analysens resultater. På baggrund af de opstillede scenarieanalyser, vurderes det, at resultaterne er relativt robuste, og derved at pyrolysescenariet med stor sandsynlighed vil være forbundet med de største netto besparelser af drivhusgasser i et leje langt højere end hvad der er tilfældet for de resterende behandlingsscenarier.

Forskellene i resultatet mellem NP-, RK-, AD-PF-, AD-SD- og til dels F-scenariet er mindre. Det er derfor mere sandsynligt, at en ændring i forudsætningerne vil betyde, at forskellene mellem disse bliver mindre, eller kan skifte rangering ift. hinanden med hensyn til deres klimaprofiler.

En interessant pointe fra analysen er, at nettobesparelserne af drivhusgasser vil kunne reduceres kraftigt, ved blot at behandle biomassedelen af haveaffaldet ved pyrolyse. Hvilken behandlingsform finstoffet så behandles ved, bliver af mindre betydning. Dog vil der stadig ses en betydelig forøgelse (mindst 25 %) af de samlede besparelser af drivhusgasser, hvis alt haveaffaldet behandles ved pyrolyse. Finstoffdelen af haveaffaldet indeholder den største andel af næringsstoffer som N, P, og K. En fordel ved at behandle finstoffdelen ved en af de teknologier der producerer kompost vil derfor være, at genanvendelsen af næringsstoffer forøges, sammenlignet med hvis alt haveaffald behandles ved pyrolyse. Derudover vil andre jordforbedrende effekter ved brug af kompost bevares. Vælges der en løsning hvor finstoffet behandles ved en af de opstillede scenarier der producerer kompost, og hvor biomassen behandles ved pyrolyse, vælges der en løsning med et kompromis mellem klima og genanvendelse af næringsstoffer. I en sådan situation, bliver genanvendelsesprocenten og de samlede besparelser af drivhusgasser større end hvad det er tilfældet i dag.

## 2.2 Resultater fra erhvervsøkonomisk analyse

For hver af de tre alternative behandlingsformer af haveaffaldet er der gennemført erhvervsøkonomiske beregninger. Beregningerne har til formål at vurdere effekten på den samlede behandlingspris opgjort som prisen per ton haveaffald modtaget til behandling.

Behandlingspriserne er beregnet som en selskabsøkonomisk pris, som skal ses som et estimat på, hvad selskaberne vil kræve for at behandle affaldet ved de alternative behandlingsformer.

I de erhvervsøkonomiske beregninger er medregnet både indtægter (dvs. salg af rest- og (bi)produkter) og udgifter (investeringer i ny teknologi og anlæg, drift af anlæg mm.) ifm. behandling af affaldet.

Resultaterne for den erhvervsøkonomiske analyse, for hvert undersøgt behandlingsscenarie:

- Indkapslet kompostering: Behandlingsprisen er beregnet til 248 Kr./ton. Denne pris skal tages med et forbehold, da det i løbet af projektet viste sig, at det ikke var muligt at indhente priser på filtre. I den nuværende praksis er behandlingsprisen opgjort til 173 Kr./ton (hvilket er en gennemsnitspris, da prisen varierer på tværs af selskaber). Beregningerne viser, at behandlingsprisen kan forventes at øges med mindst 75 kr./ton., da der skal investeres i f.eks. telthaller til indkapsling, vandingsanlæg, ventilationsanlæg mm. Prisen vil reelt være højere, da filtre ikke indgår i beregningerne.
- Kombineret anaerob og aerob nedbrydning: Behandlingsprisen er beregnet til 260 Kr./ton. I forhold til nuværende praksis stiger behandlingsprisen, da der skal investeres i ny behandlingsanlæg, ligesom de årlige udgifter til drift- og vedligehold vil stige. Behandling ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning resulterer dog også i indtægter i form af salg af opgraderet bionaturgas og gødning. Behandlingsprisen er dog behæftet med en vis usikkerhed, og resultaterne af en række følsomhedsberegninger viser, at behandlingsprisen kan være både større og mindre. Er prisen på naturgas høj, kan behandlingsprisen potentielt være en del lavere (ca. 30 Kr./ton), og viser det sig, at anlægsinvesteringerne er højere, kan behandlingsprisen være højere (potentielt over 300 Kr./ton).

- Pyrolyse: Behandlingsprisen er beregnet til 108 kr./ton, hvilket er lavere end behandlingsprisen på gennemsnitligt 173 kr./ton i den nuværende praksis. Selvom der kræves nye investeringer i pyrolyseanlæg, generer behandlingsformen betydelige indtægter ved salg af 'carbon removal credits', salg af overskudsvarme til nettet og salg af biokul som jordforbedringsmiddel. Den beregnede behandlingspris er dog behæftet med en vis usikkerhed. Resultaterne fra en række følsomhedsberegninger viser, at behandlingsprisen potentielt kan variere mellem -114 og 371 kr./ton. Dvs. at behandling med pyrolyse potentielt kan generere både en indtægt på 114 kr./ton, men også resultere i en behandlingspris på 371 kr./ton. Det relativt store spænd er primært et resultat af, at der er relativt få udbydere af pyrolyse-anlæg til dette formål, og da teknologien er relativt umoden, er der også en større variation priserne på pyrolyseanlæggene.

Behandling med pyrolyse viser sig at være den billigste løsning baseret på resultaterne fra de erhvervsøkonomiske beregninger. Det må dog understreges, at det, grundet usikkerhederne i beregningerne, ikke med sikkerhed kan konkluderes, hvilken behandling der er billigst. Dog er der størst sandsynlighed for at det er pyrolyse, da dette behandlingsscenarie falder bedst ud.

# 3. Definitioner

Der er i rapporten anvendt en række begreber, som er defineret nedenfor.

TABEL 1 Væsentlige begreber anvendt i denne rapport

Begreb	Definition
AD-PF	Scenariet for kombineret anaerob og aerob nedbrydning med en plug-flow teknolog
AD-SD	Scenariet for kombineret anaerob og aerob nedbrydning med en semi-dry teknologi
F	Forbrændingsscenariet
NP	Scenariet for nuværende praksis
P	Scenariet for Pyrolyse
R	Scenariet for Reaktorkompostering
Aerob nedbrydning	Nedbrydning af organisk materiale med forbrug af ilt
Anaerob nedbrydning	Nedbrydning af organisk materiale uden forbrug af ilt
Biomasse	Andel af haveaffaldet, som består af grene og større stykker træ. Denne andel sorteres i dag ofte fra, hakkes til flis og afsættes til forbrændingsanlæg (energinyttiggørelse). Grov biomasse refererer til biomasse, der efter knusning har en størrelse på over 30 mm. Fin biomasse refererer til biomasse med en størrelse, der er mindre end 30 mm, men større end 15 mm.
CO <sub>2</sub> -ækvivalenter (forkortes CO <sub>2</sub> -ækv.)	En samlet enhed for klimaeffekten af forskellige drivhusgasser, baseret på deres respektive drivhusgaspotentiale relativt til drivhusgaspotentialet for CO <sub>2</sub> .
Haveaffald	Haveaffald (i ADS H17 og E17) bestående af en andel finstof (blade, græs, mindre grene, jord, mm.) og biomasse (grene og grovere stykker træ).

Begreb	Definition
Finstof (også kaldet råkompost eller landbrugskompost, når det spredes direkte på landbrugsjord)	Finere andel af haveaffaldet bestående af græs, blade, blomster, mindre grene, jord, mm. Anvendes enten i en komposteringsproces, hvor der dannes kompost, eller spredes på landbrugsjord direkte uden først at have gennemgået en kontrolleret komposteringsproces.
Haveaffald	Have- og parkaffald (i Miljøstyrelsens Affaldsdatasystem med koderne H17 og E17) bestående af en andel finstof (blade, græs, mindre grene, jord, mm.) og biomasse (grene og grovere stykker træ).
Haveaffaldsanlæg	Samlet betegnelse for de forskellige typer anlæg, der behandler haveaffald, hvad enten det er ved kompostering, produktion af finstof eller biomasse
Kulstoflagring (= CO <sub>2</sub> lagring)	Lagring af kulstof som derved ikke udledes til atmosfæren som CO <sub>2</sub>
Kompost	Næringsrig muld dannet ved kompostering af haveaffald. Anvendes som gødning.
Komposteringsmile	Neddelt haveaffald samlet i en bunke, i hvilken det komposteres.
Kuldioxid (CO <sub>2</sub> )	En drivhusgas med den kemiske betegnelse CO <sub>2</sub> . Kuldioxid er en naturlig gas i jordens atmosfære, men udledes også fra mange menneskelige aktiviteter. Kuldioxid har et drivhusgaspotentiale på 1 kg CO <sub>2</sub> -ækvivalenter.
Lattergas (N <sub>2</sub> O)	En drivhusgas med den kemiske betegnelse N <sub>2</sub> O. Lattergas har et drivhusgaspotentiale der er 273 gange højere end CO <sub>2</sub> med et 100-års tidsperspektiv.
Metan (CH <sub>4</sub> )	En drivhusgas med den kemiske betegnelse CH <sub>4</sub> . Metan har et drivhusgaspotentiale der er 27 gange højere end CO <sub>2</sub> med et 100-års tidsperspektiv.
N, P og K – næringsstoffer	De tre næringsstoffer: kvælstof, fosfor og kalium. Disse er essentielle i forbindelse med plantevækst og er tilgængelige i de forskellige gødningstyper.
Spildevandskompostering	Nedknust haveaffald og spildevandsslam blandes og komposteres, hvorefter den kan benyttes som gødning på landbrugsjord.
Ubehandlet haveaffald	Haveaffald modtaget på anlægget til opbevaring forud for behandling. Dette opbevares først som modtaget, og efterfølgende i knust form, før det behandles.

## 4. Rammesætning

**Indledningsvis redegøres der for rapportens fokus samt resultaterne fra arbejdsplanen 1 og 2. Herunder de overordnede processer, som haveaffaldet gennemgår under behandlingen, mængder haveaffald til forskellige behandlingsmetoder, samt hvor der potentielt er mulighed for drivhusgasemission. Desuden gennemgås emissionsfaktorer fundet for kompostering og for oplagret finstof.**

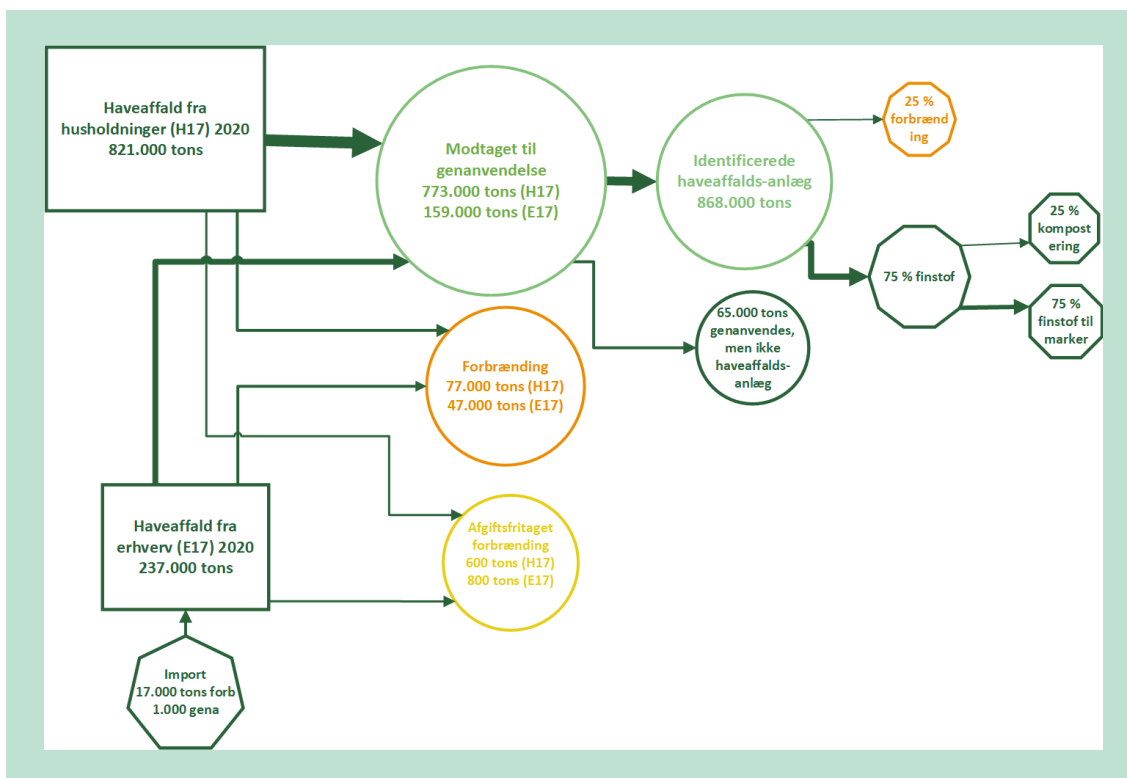
### 4.1 Behandling af haveaffald i Danmark

I Arbejdsplanen 1 (markedsundersøgelsen) blev det fastslået, at Danmark producerer omkring 1.000.000 ton haveaffald årligt. Af den totale mængde haveaffald modtages i omegnen af 933.000 ton<sup>1</sup> til genanvendelse. Det resterende sendes direkte til forbrænding. Af den totale mængde haveaffald modtaget til genanvendelse behandles 868.000 ton på haveaffaldsanlæg. På haveaffaldsanlæggene sendes haveaffaldet videre til behandling ved forbrænding, kompostering eller spredes som finstof direkte på marker efter en kortere eller længere oplagringsperiode. Den andel af haveaffaldet, som forbrændes, består primært af træ og grene (biomasse) og bruges som brændsel i biobrændselsanlæg eller i affaldsforbrændingsanlæg. Omkring 25 % af den samlede mængde haveaffald modtaget til genanvendelse sendes til forbrænding. Den resterende andel af haveaffaldet betegnes som finstof. Finstoffet behandles enten ved kompostering eller oplagres i kortere eller længere perioder, før det spredes direkte på marker som råkompost uden først at gennemgå en komposteringsproces. Finstoffdelen udgør sammenlagt i omegnen af 75 %, hvoraf ca. 75 % af finstoffet spredes direkte på marker som råkompost, og ca. 25 % komposteres. Af den samlede mængde haveaffald modtaget til genanvendelse på behandlingsanlæggene (ifølge Arbejdsplanen 1), behandles ca. 25 % ved forbrænding, ca. 19 % komposteres og ca. 56 % spredes direkte på marker som råkompost. Behandling af haveaffald sker på en række anlæg fordelt i hele landet. De anlæg, der producerer kompost, frasorterer typisk også en andel finstof til direkte udspredning på marker samt biomasse til forbrænding. De anlæg, der hovedsageligt producerer finstof til direkte udspredning, frasorterer typisk også biomasse til forbrænding.

FIGUR 1 giver et overblik over massestrømmene for behandling af haveaffald i Danmark.

---

<sup>1</sup> Bemærk at disse tal er forskellige fra affaldsstatistikken 2020 grundet dato for udtræk af disse. Tallene i affaldsstatistikken er dynamiske og ændrer sig efter kvalitetssikring af data, nye indberetninger tilbage i tiden mm. Bemærk desuden, at der i det følgende fokuseres på det affald, som modtages på haveaffaldsanlæggene. De procenter, der fremføres i det følgende, henviser derfor til det affald (de 868.000 ton), der modtages til genanvendelse på haveaffaldsanlæggene, og *ikke* til den samlede mængde haveaffald genereret i Danmark. Den økonomiske analyse samt klimaberegningerne er udført med henblik på det affald, som modtages til genanvendelse på haveaffaldsanlæggene.



**FIGUR 1.** Oversigt over massestrømme for behandling af haveaffald i Danmark baseret på data fra Affaldsdata-systemet (ADS) for 2020. Figuren er adapteret fra arbejdsplanke 1.

Kompostering samt direkte udspredning af finstof giver anledning til emission af drivhusgasserne metan og lattergas flere steder i processen. Potentielt giver det anledning til emissioner under opbevaring (før/efter neddeling), inden affaldet er håndteret og sendt til rette behandling. Det samme gælder, efter affaldet er behandlet og spredes på marker som kompost eller finstof. For direkte udspredning af finstof må det forventes, at de største emissioner er forbundet med oplagring, inden det spredes på marker. Denne antagelse bygger på undersøgelserne i Arbejdsplanke 1, hvor det er fundet, at finstoffet oplagres i kortere eller længere tid, inden det spredes på marker. For kompostering må det forventes, at det er selve komposteringsprocessen, der giver anledning til flest emissioner. Dette er også bekræftet af undersøgelser fra Arbejdsplanke 2. Færdigkompostet kompost giver også anledning til emission, men i mindre grad.

## 4.2 Emissionsfaktorer for kompostering og oplagring af finstof

I Arbejdsplanke 2 blev emissionsfaktorer for kompostering og udspredning af finstof i Danmark undersøgt. På baggrund af undersøgelserne samt tidligere DTU-undersøgelser af emissioner fra kompostering blev den gennemsnitlige emissionsfaktor for metan og lattergas fra kompostering i Danmark bestemt til henholdsvis 2,54 g CH<sub>4</sub> og 0,058 g N<sub>2</sub>O/kg vådvægt haveaffald til behandling. Den gennemsnitlige emission af metan og lattergas fra oplagring af finstof blev bestemt til 2,95 g CH<sub>4</sub> og 0,038 g N<sub>2</sub>O/kg vådvægt finstof til oplagring og efterfølgende udspredning.

## 4.3 Fokus for rapporten

På baggrund af undersøgelser fra Arbejdsplanke 1 og 2 er fokus i denne rapport på alternative teknologier til kompostering af haveaffald. Herunder en sammenligning af teknologierne baseret på en økonomisk analyse og en klimaberegning. Ifølge kortlægningen i Arbejdsplanke 1 blev det klart, at i omegnen af 75 % af haveaffald indsamlet i Danmark består af finstof, som komposteres eller spredes direkte på marker efter en oplagingsperiode, og at de resterende



25 % forbrændes som biomasse. Selvom finstofandelen er det største problem og derfor rummer det største potentiale for en reduktion af drivhusgasser, er der i rapporten fokuseret på hele andelen af haveaffaldet. Det er altså både finstof- og biomassedelen, der indgår i de opstillede scenarier, i de økonomiske analyser samt i klimaberegningerne.

## 5. Sammensætning af haveaffald

I følgende afsnit præsenteres og uddybes sammensætningen af det haveaffald, der behandles på de danske haveaffaldsanlæg. Den relative materialefordeling (finstof/biomasse) samt de fysisk/kemiske parametre (eksempelvis vandindhold) af haveaffald behandlet i Danmark varierer over året. Dertil kommer variationen i, hvad der er blevet indsamlet og afleveret på de enkelte genbrugsstationer. Sammensætningen af det behandlede haveaffald vil derfor variere fra anlæg til anlæg og over året. For pyrolyse betyder det, at der skal fordampes en forskellig mængde vand under behandlingen, alt afhængigt af årstiden. Årsvariationerne er ikke modeleret i analysen, da der i stedet er brugt en gennemsnitlig sammensætning for året. Sammensætningen af haveaffald brugt i analysen baserer sig på data fra Aarhus Komposteringsanlæg (Møller, 2010), hvor haveaffaldet kan opdeles i de to fraktioner:

- Finstof (blade, græs, mindre grene, jord, mm.)
- Biomasse (større stykker træ og grene med påsiddende blade samt rene træstykker).

Den gennemsnitlige materialefordeling af haveaffald over året kan ses af TABEL 2 og består af 75 % finstof og 25 % biomasse. Vandindholdet af de to fraktioner ligger på henholdsvis 39 og 40 %. Finstoffet har et højt indhold af aske, som skyldes et højt indhold af jord. Dette bekræftes af et højt indhold af silicium i det analyserede haveaffald. Askeindholdet er henholdsvis 59 og 16 % for finstoffdelen og biomassen. På trods af det høje jord-/askeindhold er indholdet af både N, P, og K størst i finstoffdelen.

**TABEL 2** Oversigt over årlige gennemsnitsværdier for sammensætning af haveaffald samt individuelle sammensætninger af de to bestanddele finstof og biomasse. Kompositioner kommer fra (Boldrin & Christensen, 2010).

Fraktion	Total vådvægt (%)	TS (%)	Vandindhold (%)	VS (%TS)	Aske (%TS)	Energi (MJ/kg TS)	Kulstof (%TS)	C bio and (%TS)	N (%TS)	P (%TS)	K (%TS)
Finstof	75 %	61 %	39 %	41 %	59 %	8,4	22 %	8,3 %	0,62 %	0,12 %	1,20 %
Biomasse (træ og grene)	24 %	60 %	40 %	84 %	16 %	17	43 %	16 %	0,38 %	0,057 %	0,47 %
Haveaffald total	100 %	61 %	39 %	52 %	48 %	10	27 %	10 %	0,56 %	0,10 %	1,02 %

Den benyttede sammensætning af haveaffald har betydning for udfaldet af den økonomiske analyse samt klimaberegningerne. Eksempelvis har indholdet af kulstof betydning for gaspotentialiet samt for størrelsen af kulstoflagringspotentialiet i biokul. Energiindholdet har betydning for mængden af energi produceret. Biomassefraktionen har det højeste indhold af både kulstof og energi. Et højere vandindhold vil betyde et lavere indhold af tørstof og derved en lavere andel af bl.a. kulstof. Vandindholdet har desuden betydning for bl.a. energiforbruget til tørring

ved pyrolyse. En anderledes sammensætning end den, der er regnet med i analysen, vil altså betyde noget for resultaterne.

På baggrund af indholdet af silicium i den benyttede komposition af haveaffald (19 % TS) samt et datasæt for kompositionen af jord fra EASETECH-databasen er det vurderet, at 20 % af kompositionen består af jord. Dette er vigtigt at være opmærksom på, da det potentielt kan være problematisk for de foreslåede teknologier, at jordindholdet er så højt. Ved kompostering er dette ikke et problem, da jorden blot medtages i processen og giver et mindre næringsrigt slutprodukt. Efter dialog med (Interessant1, 2022) er det vurderet, at større mængder jord og småsten ikke er et problem for en sneglebaseret pyrolyseproces. Dog skal fremmedlegemer større end en cm frasorteres. Det er desuden vurderet af (Aikan, 2022), at det ikke er et problem for semi-dry biogasprocessen.

## 6. Beskrivelse af undersøgte teknologier

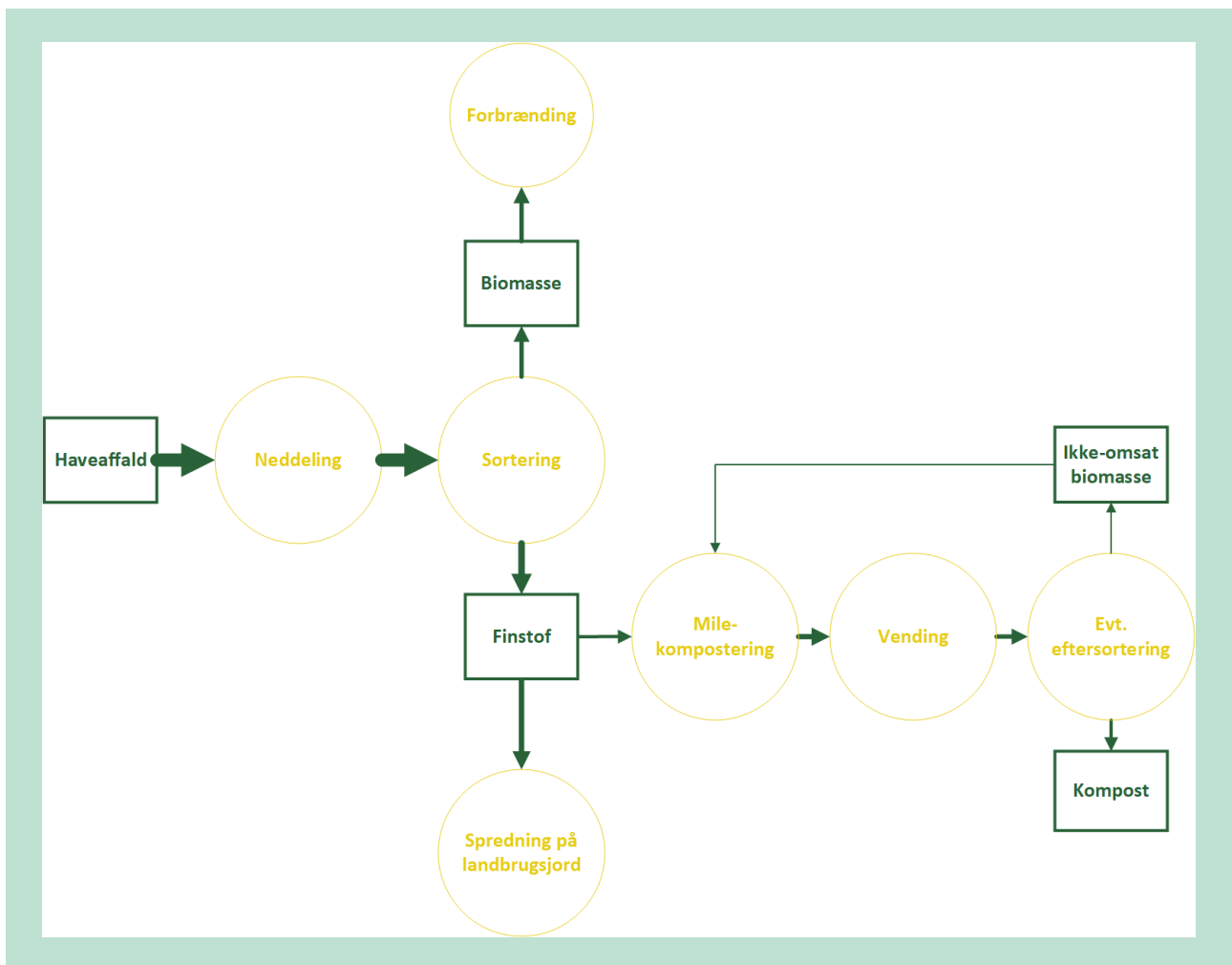
I følgende afsnit findes en gennemgang af de foreslåede løsninger; indkapslet milekompostering, lukket aktivt beluftet kompostering, pyrolyse samt to forskellige løsninger til kombineret anaerob og aerob nedbrydning. Derudover indeholder afsnittet en gennemgang af den nuværende praksis; kombination af åben milekompostering, direkte udspredning af finstof samt forbrænding. Beskrivelserne af de respektive teknologier er ikke en vejledning til, hvordan en given teknologi vil skulle sættes op eller implementeres på bedst vis. Det er ej heller en oversigt over alle mulige variationer af en given teknologi. Beskrivelserne skal forstås som en overordnet beskrivelse af de respektive teknologier, hovedsageligt på baggrund af dialog med flere relevante anlæg samt på baggrund af kendskab til markedet. Reelt findes der mange forskellige varianter af hver teknologi, hvor specifikke forhold vil afhænge af hvordan processen præcist sættes op på det enkelte anlæg. Ved indførelse af en ny teknologi til behandling af haveaffald vil det være nødvendigt at starte med en pilotprojektphase, hvor teknologien afprøves, og erfaringer indsamles. I en pilotprojektphase vil det altså være muligt at justere og tilrette den gældende teknologi, så den fungerer bedst muligt.

### 6.1 Nuværende praksis – åben milekompostering

Der kan findes en grundig gennemgang af den nuværende praksis i arbejdsplanen 1 udarbejdet i en tidligere fase af projektet (Guldborg, Henriksen, Schjødt-Hansen, & Graasbøll, 2022). Til forståelse af den nuværende praksis findes der neden for en overordnet beskrivelse af de vigtigste trin i processen. Beskrivelsen udgør samtidig en beskrivelse af den behandlingsmetode, der er brugt til modellering af klimaberegningerne samt de økonomiske beregninger.

#### 6.1.1 Beskrivelse af den analyserede løsning

Den nuværende praksis for behandling af haveaffald består af et mix af direkte udspredning af finstof på marker, åben milekompostering samt afbrænding af større stykker træ og grene (biomasse). Sorteringen af haveaffaldet til de forskellige løsninger foregår på de enkelte haveaffaldsbehandlingsanlæg. FIGUR 2 præsenterer et overblik over processer forbundet med åben milekompostering.



**FIGUR 2.** Visuelt overblik over processerne bag åben milekompostering af haveaffald. Det er her antaget, at en del af den fine fraktion spredes direkte på landbrugsjord uden yderligere behandling, mens resten opsættes til milekompostering. Det antages desuden, at alt ikke omsat biomasse efter en eventuel eftersortering anvendes som strukturmateriale i nye eller allerede opsatte komposteringsmiler på behandlingsanlægget. Der gøres opmærksom på, at der kan være forskellige typer af forbrændingsanlæg, der aftager biomassen fra de enkelte haveaffaldsanlæg.

Haveaffaldet indlæses på pladsen og placeres i en bunke, hvor det opbevares, indtil det neddeles til mindre fraktioner. Den neddelte bunke sorteres i en stor og i en lille fraktion. Den store fraktion (i rapporten benævnt biomasse), som består af grene og større stykker træ, sælges typisk videre til forbrændingsanlæg. Den lille fraktion (i rapporten benævnt finstof) består af græs, blade, jord, mindre stykker træ og grene, etc., Fraktionen spredes enten direkte på landbrugsjord eller iblandes en mindre del strukturmateriale (mindre stykker træ og grene) og oplægges i miler til kompostering.

Den andel af finstoffractionen, der spredes direkte på landbrugsjord, gennemgår ikke først en komposteringsproces, men køres derimod direkte ud til landbruget. Da finstof kun kan spredes på landjorden mellem høst og såning, oplagres materialet i kortere eller længere perioder. Oplagringen kan ske enten på haveaffaldsbehandlingsanlægget og/eller hos landmanden. Opstår der anaerobe forhold i de oplagrede bunker haveaffald, vil dette give anledning til metanemission. Der er desuden mulighed for lattergasemission i oplagingsperioden.

Komposteringsprocessen foregår i flere faser, hvor temperaturen inde i bunkerne ligger på 45-80°C. Selvom processen primært er aerob, er det svært at undgå anaerobe forhold, og selv i en veldrevet kompostproces opstår der anaerobe processer. Under sådanne forhold omdannes affaldet til en blanding af primært CO<sub>2</sub> og metan, men også andre, stærke drivhusgasser som lattergas dannes under kompostering. Ilttilførslen reguleres ved at vende kompostmilerne. Ud over optimale iltforhold er det vigtigt at sørge for et optimalt vandindhold samt at sikre den rigtige struktur i bunkerne for at holde en optimal nedbrydningsproces i gang. Temperaturer over 70°C sikrer hygiejnisering af komposten, så den efterfølgende er godkendt til at blive anvendt på jorde.

## 6.1.2 Producerede produkter

Neden for præsenteres de tre produkter, der produceres direkte som følge af den nuværende praksis for haveaffaldsbehandling. Anvendelsen af disse produkter, samt produktets formål, uddybes yderligere.

### 6.1.2.1 Kompost

Kompost anvendes på jord, hvor det har god effekt som gødning, idet den tilbagefører vigtige næringsstoffer til jorden. Det virker som jordforbedrende middel i de fleste jorde, hvor det opfylder flere behov. Der tilføres karbon til jorden, det forøger vandholdningsevnen i sandede jorde og giver struktur og porøsitet i lerholdige jorde. Næringsstofoptagelsen i jorden er langsommere end ved brug af kunstgødning, men komposten bidrager til en mere langsigtet gødningseffekt samt mindre udvaskning og tab af næringsstoffer. Kompost bidrager til en recirkulation af næringsstoffer (Stentiford & de Bertoldi, 2010), hvilket altså betyder en mindre afhængighed af kunstgødning. Kompost er desuden godt for mikro- og makroorganismer i jorde, da de lever af at nedbryde den.

### 6.1.2.2 Finstof til direkte udspreddning på landbrugsjord

Finstof til direkte udspreddning anvendes direkte på landbrugsjord, hvor det ligesom kompost bidrager til recirkulering af næringsstoffer samt tilfører karbon til jorden, dog uden først at have gennemgået en kontrolleret komposteringsproces.

### 6.1.2.3 Træ og grene (biomasse)

Biomasse består af grene og større træfraktioner, som sorteres fra før eller efter komposteringsprocessen. Biobrændslet afsættes til forbrændingsanlæg mod betaling og er for nuværende den primære indtægtskilde for komposteringsanlæggene. Biomassen anses som klimaneutral, hvorfor forbrændingsanlæggene har interesse i at modtage denne.

## 6.1.3 Væsentligste fordele og ulemper

Fordelene ved den nuværende løsning består i en simpel, lavteknologisk proces, recirkulering af næringsstoffer, humus og kulstof til jorden samt indtægt ved salg af biomasse. Desuden fungerer driften af disse anlæg i dag og kan fortsættes som hidtil uden nogen form for indgriben eller omkostning. Ulempen ved processen er de potentielt store drivhusgasudledninger, der ses fra komposteringsprocessen, hvor kulstof omdannes til især metan under iltfattige forhold. Desuden udnyttes den energi, som frigives under nedbrydningsprocessen, ikke i dag.

## 6.2 Indkapslede komposteringsløsninger

I det følgende præsenteres forskellige løsninger til indkapslet kompostering. Idéen bag en indkapslet løsning er at bevare produktionen af kompost, bibeholde en lavteknologisk løsning samt at få nedsat drivhusgasudledningen.

Indkapslet milekompostering er, så vidt COWI er orienteret, en ikke kendt og afprøvet teknologi. Løsningen er medtaget for at have et scenarie, hvor den nuværende praksis bevares med så få ændringer/tilføjelser som muligt. Ideen er at kunne bevare anlæggene, hvor de er i dag,

og ændre mindst muligt på den eksisterende logistik omkring anlæggene for at holde investeringsomkostningerne så lave som muligt. Komposteringen foregår i et lukket miljø, der muliggør opsamling og behandling af de potente drivhusgasser. Inden teknologien eventuelt ibrugtages, vil det være nødvendigt at afprøve og teste den i mindre skala.

NB! Under de indledende undersøgelser og beregninger til design af denne løsning måtte det konkluderes, at filteret tiltænkt løsningen ikke på nuværende tidspunkt egner sig til formålet. Der er dog andre filterteknologier under udvikling, som vil måske i fremtiden vil kunne bruges i denne sammenhæng.

Idet *indkapslet milekompostering* ikke på nuværende tidspunkt er en mulighed, er der i det følgende præsenteret andre indkapslede komposteringsløsninger. Dette for at inkludere i undersøgelserne en ren komposteringsteknologi, som potentielt lever op til formålet med at reducere metanudledningen, samtidig med at der forsat produceres kompost til glæde for landbrug, gartnerier, private haver mv. Det skal nævnes, at indkapslet kompostering med aktiv beluftning og reaktorkompostering er komposteringsteknologier, som vil kræve ombygning af eksisterende komposteringsanlæg.

Der er ikke foretaget økonomiske beregninger på alle de præsenterede indkapslede komposteringsløsninger, da dette ligger uden for rammerne af rapportens omfang. Dog er der lavet en økonomisk analyse af indkapslet milekompostering. Denne må antages at give et billede af størrelsesordenen af økonomien for de indkapslede komposteringsløsninger. Dette skyldes, at det formodes, at drift- og investeringsomkostninger vil ligge i den lave ende, og at der produceres det samme produkt. Der er lavet en screening af klimaeffekten ved indkapslede komposteringsløsninger, som er vurderet at give et retvisende billede af klimapåvirkningen af sådanne teknologier. Hvis det besluttet at omlægge den nuværende komposteringspraksis til en teknologi med indkapslet kompostering, er det relevant at foretage nogle mere dybdegående beregninger af disse/den teknologi, der vælges.

### **6.2.1 Indkapslet milekompostering**

Indkapslet milekompostering er meget lig den eksisterende løsning, altså åben milekompostering. Som navnet antyder, foregår komposteringen i et indkapslet miljø, eksempelvis en tæt telthal. Idéen er, at de stærke klimagasser, hovedsageligt metan, som dannes ved komposteringsprocessen, føres via en ventilator gennem et biocover bestående af kompost. Her omdanner metanotrofe bakterier i biofiltret det dannede metan til CO<sub>2</sub>. Outputtet fra processen forbliver det samme, nemlig kompost. Idéen bag denne løsning er at bevare den nuværende praksis, hvor de eksisterende anlæg kan forsætte, som de er i dag, men med en mindre tilføjelse til teknologien, nemlig indkapsling af milerne, et ventilationssystem, samt det filter, gassen ledes gennem. Det er derfor hovedsageligt også kun den andel af haveaffaldet, der i dag komposteres, som denne teknologi berører. Teknologien berører ikke den andel, der i dag sendes til forbrænding. En andel af det finstof, der i dag spredes direkte på marker som råkompost, kan eventuelt indgå, hvis processen speedes op. Ellers vil det være nødvendigt at udvide kapaciteten på komposteringsanlæggene betydeligt.

### **6.2.2 Indkapslet kompostering med aktiv beluftning**

Alternativt til indkapslet milekompostering er en løsning, hvor haveaffaldet placeres i en lukket hal med aktiv beluftning nedefra (hvor luften pumpes op gennem milerne), og hvor haveaffaldet vendes med automatiske vendingsmaskiner. Materialet placeres i lange miler med mindre dimensioner end ved klassisk milekompostering (op til 1,8 m i højden og 3,3 m i bredden), så de automatiske vendingsmaskiner kan nå over materialet. Processen er hurtigere end klassisk milekompostering, da den aktive beluftning og hyppige vending speeder processen op. Opholdstider varierer mellem 4 og 12 uger. Ved kortere opholdstider er det nødvendigt med en eftermodning (Krogmann, Körna, & Diaz, 2011). For at nedsætte direkte emissioner fra efter-

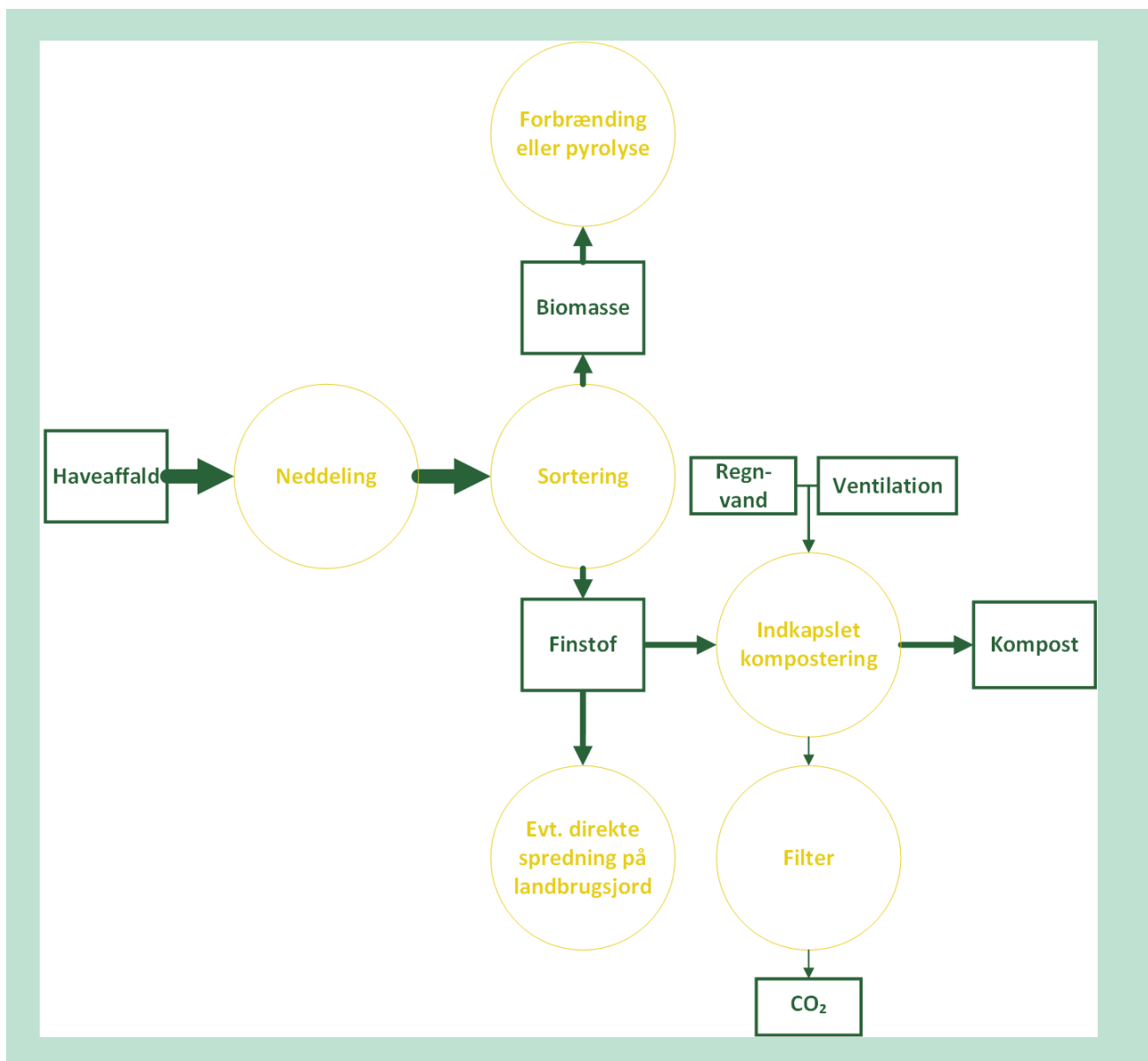
modning kan opholdstiderne holdes i den lange ende, så behovet for eftermodning uden be-  
luftning nedsættes. Det vil, som for indkapslet milekompostering, være muligt at lede gassen  
gennem et biofilter, inden den ledes ud i den frie luft.

Denne løsning kræver en ombygning af eksisterende komposteringsanlæg. Teknologien var  
oprindeligt ikke udvalgt som værende en del af projektet. Den er dog kort beskrevet her, da  
den, blandt andre teknologier, udgør et alternativ til den undersøgte teknologi indkapslet mile-  
kompostering.

### 6.2.2.1 Beskrivelse af løsning

FIGUR 3 præsenterer et overblik over processen for indkapslet kompostering af haveaffald.

Den overordnede proces er ens for alle de indkapslede komposteringsløsninger.



**FIGUR 3.** Visuelt overblik over processerne bag de indkapslede komposteringsløsninger. Det er den fine fraktion af haveaffaldet, som indgår som input til komposteringen. Dele af finstof-fractionen er stadig mulige at behandle ved direkte udspreddning på marker som råkompost. Biomassen håndteres ved anden behandling.



For begge løsninger er processen indkapslet. Dette muliggør en evt. opsamling eller nedbrydning af den gas, der dannes under komposteringsprocessen. Eftersom kompostmilerne indkapsles, vil det være nødvendigt at tilføre vand til processen. I dag tilføres der vand, når det regner. For at undgå at bruge drikkevand kan der installeres en løsning til regnvandsopsamling. Det kan eksempelvis være ved at samle vand fra telthallernes/bygningernes eller omkringliggende ejendomme tage og/eller ved at lave en kunstig dam, hvor vand kan pumpes fra, når det er nødvendigt. Temperaturen i telthallerne/bygningskonstruktionerne vil højst sandsynligt stige sammenlignet med åben kompostering. Det skyldes, at telthallerne/bygningerne vil holde på den varme, der dannes under komposteringsprocessen. Telthallerne vil desuden virke som et drivhus, når solen står på. Stiger temperaturen omkring kompostmilerne, vil det betyde en nedsættelse af procestiden. For at styre, at det dannede gas opsamles og ledes gennem biofiltret uden væsentlige utætheder og spild ud af telthallerne, skal der være en vis luftudskiftning. For at bestemme det rigtige niveau for luftudskiftning vil det være nødvendigt at foretage en måling i den gældende teltkonstruktion.

Da den indkapslede milekomposteringsteknologi er uprøvet, har COWI estimeret, at en luftudskiftning på omkring to gange i timen er nødvendig for at sikre, at gastabet ikke bliver for stort. Da den estimerede luftvolumen i telthallerne er forholdsvis stor, vil en luftudskiftning på to gange i timen betyde, at en forholdsvis stor mængde luft skal udskiftes. Det er netop det forhold, der gør, at det gennem projektet er blevet klart, at det tiltænkte biofilter ikke egner sig til løsningen. Det skyldes, at opholdstiden i biofiltret bliver for kort til, at det kan nå at omdanne metanen. Alternativt skal filterstørrelsen være så stor, at det arealmæssigt er urealistisk. Dertil kommer, at den store fortynding af den dannede gas betyder, at metankoncentrationen bliver så lav, at det er tvivlsomt, hvorvidt biofiltret er effektivt. Det tænkte biofilter vurderes derfor ikke at være en mulig løsning med den estimerede luftudskiftning. Markedet for filterteknologier til udrensning af metan er dog i udvikling, og det er derfor ikke utænkeligt, at der inden for den nærmeste fremtid vil være andre, brugbare filterteknologier.

### **6.2.3 Reaktorkompostering - lukket aktivt beluftet kompostering**

I følgende afsnit præsenteres behandlingsløsningen reaktorkompostering, som er en lukket og aktivt beluftet komposteringsløsning. Da denne teknologi kom med sent i processen, har det ikke været muligt at indsamle data til en økonomisk analyse på denne løsning. Der er dog lavet en screening af klimaeffekterne ved teknologien.

Processen foregår i et lukket miljø og kan ses som et alternativ til den indkapslede kompostering. Reaktorkompostering er et bud på en simpel og formegentlig forholdsvis billig teknologi. En teknologi som kan håndtere alt haveaffald, der i dag går til kompostering, og som producerer kompost ligesom den nuværende teknologi. Nedenfor findes en kort beskrivelse af teknologien.

#### **6.2.3.1 Beskrivelse af løsning**

COWI har været i dialog med (Aikan, 2022) og (Thöni, 2022), som bruger teknologien som en del af en proces. Derudover har der været dialog med (Rootzone, 2022), som har udviklet en speciel form for lukket aktivt beluftet kompostering. På baggrund af disse dialoger beskrives aktivt beluftet kompostering i nærværende afsnit. Ifølge (Rootzone, 2022) er processen designet til at bevare så mange næringsstoffer i det organiske materiale som muligt. Producenten forklarer videre, at bevarelsen af næringsstoffer er højere end for traditionel åben milekompostering grundet kortere opholdstid (Rootzone, 2022). Teknologien er ikke designet specifikt til haveaffald, men det er oplyst af (Rootzone, 2022), at teknologien vil kunne justeres og designes til håndtering af haveaffald.

De overordnede processer og materialeflows er de samme som for de resterende indkapslede komposteringsløsninger. Se visuelt overblik i FIGUR 3.

Det modtagne haveaffald neddeles og sorteres på samme vis, som det foregår på komposteringsanlæggene i dag. Som det også er tilfældet for kompostering i dag, vil biomassefraktionen være nødvendig at sortere fra til anden behandling. Det skyldes, at biomassen ikke når at blive nedbrudt i processen. Det er altså finstoffractionen af haveaffaldet, som indgår i komposteringsprocessen. Mængden af haveaffald til kompostering vil afhænge af, hvorvidt en andel af haveaffaldet går til direkte udspreddning på marker, som det er tilfældet i dag. Selve komposteringsprocessen foregår i et lukket modul (eksempelvis en container), hvor der tilføres luft for at undgå eller mindske anaerobe forhold og derved reducere dannelsen af metan. Den tilførte luft blandet med den dannede gas ledes gennem et biofilter, bestående af primært kompost, for at reducere mængden af evt. dannet metan og lattergas. Det flygtige kvælstof ( $\text{NH}_3$ ), som naturligt dannes ved mikrobiologisk nedbrydning af kvælstofholdige organiske stoffer (animalsk og planteprotein), kan med fordel bindes i biofilteret og efterfølgende udnyttes næringsstofmæssigt (Rootzone, 2022).

(Rootzone, 2022) tilfører en smule energi (omkring 1 kWh pr. ton haveaffald behandlet) til processen (aktiv beluftning). Den hurtigere kontrollerede og dokumenterede hygiejnisering ( $70^\circ\text{C}$  i minimum én time iht. Miljøministeriet BEK nr 1001 af 27/06/2018) af inputmaterialet sker udelukkende vha. den mikrobielle aktivitet, hvorved det sikres, at flest mulige næringsstoffer bevares (Miljøstyrelsen, 2018). Den kontrollerede og dokumenterede hygiejniseringsproces af haveaffaldet (biomassen) sikrer, at sygdomsspredning elimineres, hvorefter outputmaterialet med fordel kan upcycles næringsstofmæssigt og handles frit som et biogødningsprodukt.

Processen kører i batches, hvor det igangværende haveaffald hygiejniseres via en styret varmkomposteringsproces. Selve processen tager fra 48 timer til en uge, før materialet er hygiejniseret færdigt og er klar til brug (Rootzone, 2022).

Afhængigt af inputmængden kan processen foregå i moduler af forskellig størrelse. (Aikan, 2022) og (Rootzone, 2022) har erfaring med at køre processen i containermoduler. Desuden har (Rootzone, 2022) erfaring med at køre processen i en silokonstruktion. (Rootzone, 2022) mener, at der er mulighed for at køre processen i større moduler. Kapaciteten i en 20-fods container er ifølge (Rootzone, 2022) 1.000 ton årligt. Indtil videre har (Rootzone, 2022) kørt processen i moduler af denne størrelse, men vurderer, at deres proces er relevant at skalere op til håndtering af store mængder haveaffald. Dette er (Rootzone, 2022) i gang med at undersøge. I den forbindelse ser de på, hvorvidt processen i biorektoren kan optimeres ved at integrere rotation af materialet. Det kan eksempelvis ske ved at indføre en snegebaseret materialerotation eller ved at tilføje nogle rotationsblade til procesmodulet.

Der er ingen af de interviewede anlæg, der udnytter den varme, der dannes under komposteringsprocessen. (Rootzone, 2022) mener dog, at der er et potentiale for at udnytte varmen procesmæssigt (tørring) eller afsætte varmen til fjernvarmenettet. Interessenten er i gang med at undersøge dette nærmere. Det er interessant at undersøge udnyttelse af varmen nærmere, hvis lukket aktivt beluftet kompostering vælges som teknologi.

### **6.2.3.2 Producerede produkter ved indkapslet kompostering (alle indkapslede løsninger)**

Produkterne fra denne løsning er de samme som fra den eksisterende løsning, nemlig kompost, biomasse og evt. finstof. Det er idéen, at biomasse afsættes som i dag, eller evt. at den kan håndteres ved eksempelvis pyrolyse. Da der ifølge Arbejdspakke 2 er en væsentlig drivhusgasudledning fra oplagring af finstof, kan det give mening at behandle den mængde, der i dag spredes direkte på marker, som finstof ved kompostering. Alt efter effektiviteten af de enkelte indkapslede løsninger er det en mulighed, at en større mængde af det producerede finstof kan blive behandlet ved kompostering, uden at det er nødvendigt med et større arealforbrug. Det må dog undersøges, om den øgede effektivitet af processen betyder, at den samlede mængde finstof, der i dag spredes direkte på marker, kan behandles på samme areal,

som i dag anvendes til kompostering. I dag spredes der tre gange så meget finstof direkte på landbrugsjord som råkompost sammenlignet med mængden af finstof, der komposteres. Det vil forsat være en mulighed at sprede dele af finstoffet direkte på landbrugsjord, hvis dette vurderes at være nødvendigt af den ene eller anden grund.

### **6.2.3.3 Væsentlige fordele og ulemper (alle indkapslede løsninger)**

Ved at indkapsle komposteringen og tilføre luft til den, vil der være potentiale for at nedsætte metandannelse og tab af næringsstoffer sammenlignet med åben milekompostering. Tilførsel af luft (ilt) vil skabe mindre gunstige forhold for metandannelse. På denne måde er der et potentiale for at nedsætte de samlede drivhusgasudledninger. Desuden vil der kunne opnås en kontrolleret og dokumenteret hygiejnisering af biomassen (70°C i minimum én time iht. Miljøministeriet BEK nr 1001 af 27/06/2018) (Miljøstyrelsen, 2018).

Ved en indkapslet komposteringsløsning bevares en teknologi lignende den, der hovedsageligt eksisterer i Danmark i dag, nemlig milekompostering. Ved indkapslet milekompostering kan de eksisterende anlæg bevares, hvor de er, og driften fortsættes som hidtil med mindre justeringer. For de resterende indkapslede løsninger vil det være nødvendigt at omlægge de eksisterende anlæg, men de vil kunne bevares, hvor de eksisterende anlæg er i dag, hvis dette vurderes at give bedst mening. Desuden bevares fordelene ved milekompostering (eksempelvis tilbageførsel af næringsstoffer og karbon til jorden ved brug af kompost som jordforbedringsmiddel, se Afsnit 6.1.3). Det skyldes, at outputtet fra teknologien vil være det samme som for den nuværende løsning, nemlig kompost.

De indkapslede komposteringsløsninger er alle forholdsvis simple teknologier, der ikke kræver det store opsyn og vedligeholdelse. Desuden er investeringsomkostningerne og det logistikmæssige arbejde med at implementere en sådan løsning forholdsvis lave. Dette skyldes primært, at nogle af løsningerne kan implementeres på de eksisterende komposteringsanlæg, hvor dele af faciliteterne kan genbruges. Desuden produceres det samme output som i dag, nemlig kompost. Desuden er de tilføjelser, der skal bygges, forholdsvis simple i forhold til de andre foreslåede teknologier.

Endvidere er teknologierne mindre pladskrævende. Dette skyldes, at teknologierne er mere pladseffektive end den nuværende praksis. Det vil derfor være muligt at behandle større dele af finstoffet på samme areal, som der benyttes til kompostering i dag. Alternativt frigøres areal til anden anvendelse. Hvis finstoffet komposteres ved en indkapslet løsning i stedet for at oplagres i længere perioder, er der dermed potentiale for at nedsætte klimabelastningen mest muligt.

En ulempe ved teknologien er, at den ikke udnytter den energi, der er i materialet, som bliver frigivet under processen. En energi som potentielt vil kunne udnyttes til produktion af fjernvarme eller biogas. Teknologien anvendes ikke i stor skala i Danmark. COWI har dog gennem projektet fundet, at teknologien anvendes som en del af en anden proces (Aikan, 2022) eller i mindre skala (Rootzone, 2022). Til gengæld anvendes indkapslede komposteringsteknologier i fuld skala bl.a. i Tyskland.

En yderligere ulempe ved indkapslet milekompostering er, at det ikke er en kendt og gennemprøvet teknologi. De indledende beregninger har midlertidigt vist, at teknologien med det til tænkte biofilter ikke er mulig. Hvis en sådan teknologi vælges, vil det være nødvendigt med en anden filterteknologi, der kan klare en høj luftgennemstrømning med en lav metankoncentration. Derudover vurderes det, at det vil være nødvendigt med et indledende pilotprojekt til indsamling af viden og erfaringer. Det vides derfor ikke, hvorvidt teknologien bliver en reel mulighed, og hvornår en sådan teknologi vil kunne implementeres.

## 6.3 Pyrolyse

I følgende afsnit præsenteres og vurderes behandlingsløsningen pyrolyse. Pyrolyse har været en kendt teknologi i mange år, men inden for de sidste par år er potentialet ved pyrolyse blevet udforsket mere i kommercielle sammenhænge både i Danmark og resten af verden. Det har betydet en stor udvikling af teknologien (Thomsen, 2021) bl.a. også med pyrolyse af haveaffald. Der er også lavet forsøg med pyrolyse af haveaffald i Danmark, og de første pyrolyseanlæg til haveaffald eksisterer i vores nabolande.

Pyrolysning af organisk materiale som haveaffald er en termisk nedbrydning i et iltfattigt eller -frit miljø. Pyrolyse er altså, i modsætning til forbrænding og kompostering, en anaerob proces, hvor organisk materiale omsættes under opvarmning uden eller ved tilstedeværelsen af begrænsede mængder ilt. Pyrolyseprocessen er endotermisk, hvilket betyder, at pyrolyse kræver tilført energi (i form af varme).

Potentielle outputs fra processen består i pyrolysegas, olie (også kaldet bioolie eller tjære) og biokul (koks) (Gabriel & Koch, 1998). Biokul kan derudover anvendes som gødning og jordforbedrende middel. Såfremt biokullet anvendes på denne vis, vil den andel af haveaffaldet, som bliver til biokul, tælle som genanvendt og dermed bidrage til den samlede mængde materiale genanvendt i Danmark. Hvis ført tilbage til jorden, vil det bidrage til karbonsekvistrering (lagring af kulstof i jorden på en stabil form, som derved reducerer ellers udledte drivhusgasemissioner). Produktion af biokul bidrager derfor til en yderligere reduktion af de samlede udledte drivhusgasser fra behandling af haveaffald (Elsgaard, et al., 2022). Forholdet mellem de producerede produkter fra pyrolyse afhænger af specifikke forhold så som tryk, temperatur, og opvarmningshastighed (Gabriel & Koch, 1998). Udnyttelsen af de forskellige produkter varierer fra anlæg til anlæg, alt efter hvad processen optimeres til, samt hvad der kan lade sig gøre.

### 6.3.1 Beskrivelse af løsning

På baggrund af dialog med og oplysninger fra firmaer, der producerer pyrolyseanlæg (Interessant1, 2022), (Stiesdal, 2022), (NSR, 2022) (Interessant8, 2022)), som egner sig til behandling af haveaffald, er en mulig pyrolyseteknologi foreslået. Det vil være nødvendigt at tilpasse pyrolyseanlæggene efter specifikke behov der, hvor de bygges. Eksempelvis hvorvidt det er muligt at afsætte overskudsvarmen, inputmængden samt materialesammensætningen af haveaffaldet. Et specifikt anlæg vil derfor skulle designes til de specifikke forhold. Det foreslåede pyrolyseanlæg til behandling af haveaffald er optimeret ift. produktion af biokul og fjernvarme. Fjernvarmen produceres fra afbrænding af den producerede gas. Det vil også være muligt at designe anlægget, så gassen kan bruges i industrielle processer (Interessant8, 2022). Da bioolien ikke er nem at håndtere, er det antaget, at den ikke kondenseres. Overskudsvarmen fra tørring af haveaffaldet vil enten kunne bruges til at producere fjernvarme, eller ved højere temperaturer kunne bruges i industrielle processer. En del af den producerede pyrolysegas kan bruges til at drive processen. I beregningerne er det antaget, at 1/3 af den producerede pyrolysegas bruges internt i processen.

#### 6.3.1.1 Neddeling og sortering

Pyrolyse kræver homogenitet i inputmaterialet, og det vil derfor være nødvendigt med en neddeling af haveaffaldet, inden det indføres i pyrolysen. Desuden vil det være nødvendigt med en udsortering af urenheder såsom jord, sten og andre fremmedobjekter. Det er ikke nødvendigt at frasortere store mængder jord, men det vil optimere processen, at jord der har et højt askeindhold frasorteres. Det vil derfor være optimalt at undgå den nederste del af de oplagrede bunker haveaffald, hvor jord og sten akkumuleres.

På baggrund af dialog med (Interessant1, 2022) er det bekræftet, at det ikke er et direkte problem for pyrolyseprocessen, at materialet indeholder jord og sten med tilhørende højt askeniveau. Jord og sten vil passere gennem anlægget og efterlade et forholdsvis højt indhold af

aske i biokullet, men ikke som sådan have en negativ effekt på processen. Det er dog en forudsætning, at der er energi nok i haveaffaldet til at opvarme pyrolysen, samt at systemet har mulighed for at afbrænde gassen, hvis der er mindre gasproduktion end forventet.

### 6.3.1.2 Pelletering

Anlæg, der udelukkende pyrolyserer biomasse, kan nøjes med en neddeling til et produkt, der minder om træflis. Ved brug af både finstof og biomasse vil det i nogle anlæg være nødvendigt at pelletere (sammenpresse) materialet, da der ellers vil være for stor forskel i homogeniteten. Pelletering sørger for densifikation (fortætning) af materialet, som betyder, at processen kan køre på et konstant niveau (anlæggets makskapacitet). Ved pelletering er det vigtigt, at alle hårde urenheder f.eks. metalstykker, sten osv. frasorteres, da det ellers vil ødelægge pillemøllen (Thomsen, 2022). Det er derfor vigtigt at undersøge, om det er muligt at få alle urenheder ud af haveaffaldet, hvis der vælges en pyrolyseproces med piller.

Alternativt til en løsning med pelletering er der lavet vellykkede forsøg med pyrolyse af både finstoffdelen samt biomassefraktionen sammen i en sneglebaseret proces, hvor finstoffdelen ikke har været presset sammen. Efter at have været i dialog med flere aktører omkring pyrolyse af haveaffald virker denne metode som den bedst egnede til pyrolyse af haveaffald. Der er derfor antaget en sådan proces i beregningerne.

### 6.3.1.3 Tørring

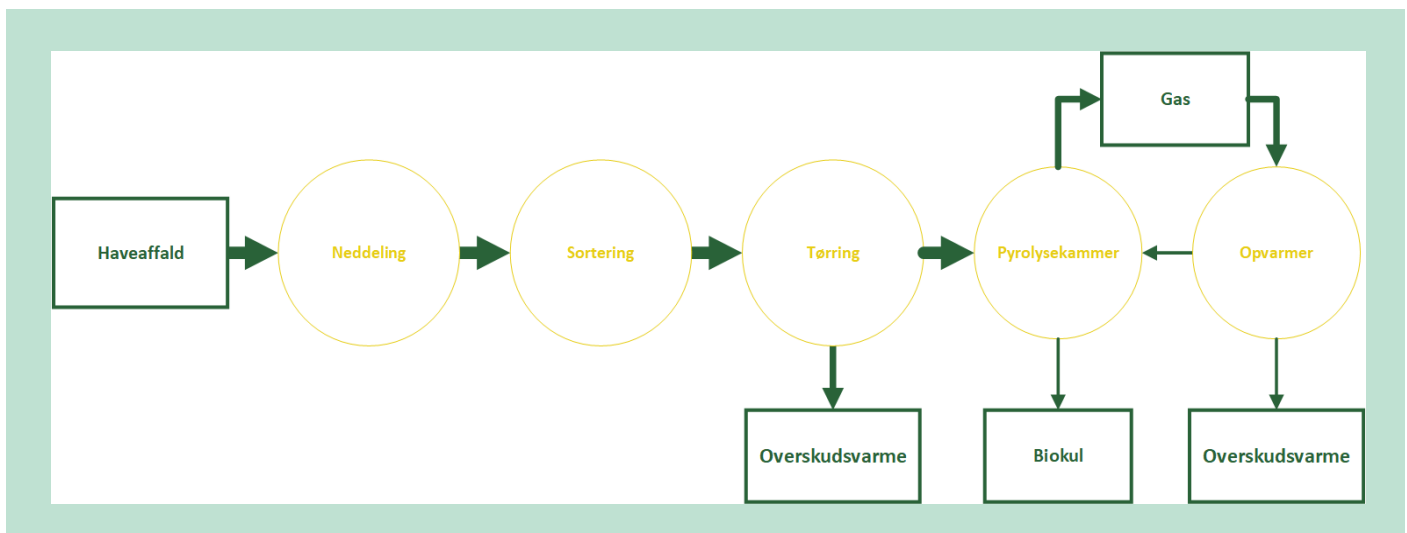
Alt afhængigt af den gældende pyrolyseproces vil det være nødvendigt at tørre haveaffaldet i højere eller mindre grad. Da haveaffald har et forholdsvist højt vandindhold, vil tørring af materialet, afhængigt af vandindholdet, være den mest energikrævende proces. Alt afhængigt af den gældende pyrolyseproces er det nødvendigt at nå et vandindhold på ned mod 10 %. I beregningerne er det antaget, at materialet tørres, så vandindholdet ender på 20 %, inden materialet indføres til pyrolyse.

Til tørringen kan der anvendes forskellige typer lufttørring og damptørring afhængigt af mulighederne for at anvende overskudsvarmen. Eksempelvis kan der anvendes en overhedet damptørring, som foregår ved atmosfærisk tryk og har en effektivitet på ca. 85 %. Det meste af energien i overskuddsdampen, inkl. energi i fordampningsentalpien, kan genindvindes ved en temperatur på omkring 90°C, som kan anvendes til produktion af fjernvarme. Varme fra selve pyrolyseprocessen kan anvendes til damptørreren. Dampen fra en damptørrer vil have en temperatur på omkring 90°C, der kan anvendes til produktion af fjernvarme. Varme fra selve pyrolyseprocessen kan anvendes til damptørreren. Et andet eksempel på en anvendt tørringsteknologi er en tryksat damptørrer. Ved tryksat damptørrer kan overskudsvarme tages ud efter tørring ved en temperatur på omkring 150°C, hvilket gør den velegnet til industrielle processer, hvor der kræves en højere temperatur. Placeres et anlæg i nærheden af anden industri, kan det være en fordel at anvende en tryksat damptørrer, da det i nogle tilfælde vil kunne erstatte f.eks. forbrug af naturgas (Thomsen, 2022).

Alternativt til en mere avanceret tørringproces, hvor overskudsvarmen eksempelvis udnyttes, er det muligt at anvende en del af den producerede pyrolysegas til tørring af inputmaterialet. En sådan tørring benytter (NSR, 2022).

### 6.3.1.4 Selve pyrolyseprocessen

Når haveaffaldet er forbehandlet og klar til at blive pyrolyseret, indføres det enten ved en sneglebaseret eller som en pillefyret proces i et pyrolysekammer, hvor der tilføres varme. Varmen kommer enten fra forbrænding af pyrolysegas fra den igangværende proces eller fra elektricitet. Et visuelt overblik over pyrolyseprocessen er angivet i FIGUR 4.



**FIGUR 4.** Visuelt overblik over pyrolyseprocessen af haveaffald. Det er her antaget, at gassen, der produceres i pyrolyseprocessen, anvendes til at opvarme pyrolysekammeret, og at overskudsvarmen sendes til fjernvarmenettet.

Selve pyrolyseprocessen indledes af en tørringsfase, hvor den resterende væske i affaldet fordamper (ca. 20 % afhængigt af processen). Efter tørringsfasen starter nedbrydningen af bl.a. kulstofholdige forbindelser. Som temperaturen stiger, starter de primære reaktioner, hvor gassen dannes. Under den høje temperatur konverteres biomassen til pyrolysegas og biokul. Efter oprensning af gassen ledes den til en kondensator, hvor der produceres bioolie og oprenset gas (Gabriel & Koch, 1998). Når der ikke skal produceres bioolie, sendes gassen direkte til en opvarmer på stedet, hvor det forbrændes. Hvis gassen holdes over 300-500°C, afholdes olien fra at kondensere. Den producerede varme kan anvendes i processen, og overskudsvarmen sendes til fjernvarmenettet eller nærliggende industri.

Forholdet mellem de producerede produkter afhænger af forskellige procesparametre, som kan justeres efter behov. Den væsentligste procesparameter er temperatur (Schmidt, et al., 2019). Procestemperaturen for almindelig, tør pyrolyse ligger fra 350°C og op, men reelt findes der umiddelbart ikke nogen anlæg, der arbejder under 450°C eller over 800°C (Thomsen, 2022). Ved temperaturer omkring 450-700°C dannes der større mængder biokul og bioolie, mens der ved højere temperatur dannes større mængder gas. En langsommere proces vil yderligere øge produktionen af biokul frem for bioolie (Schmidt, et al., 2019).

Da der er tale om behandling af haveaffald, som for nuværende komposteres og tilbageføres til jorden, er bevaring af næringsstoffer i biokullet væsentlig. Derfor anbefales det, at en eventuel løsning optimeres til fremstilling af næringsholdigt og stabilt biokul. En sådan pyrolyseproces er karakteriseret ved en langsom opvarmning med temperaturer på omkring 600°C (Stiesdal, 2022).

### 6.3.2 Producerede produkter

Neden for vil de tre produkter, der produceres direkte som følge af pyrolyse af haveaffald, præsenteres. Anvendelsen af disse produkter, samt produktets formål, uddybes yderligere. De to producerede outputs fra pyrolyseprocessen er biokul til gødning/jordforbedring og kulstoflagring, samt gas til produktion af fjernvarme. Det er også muligt at producere bioolie fra pyrolyse, men dette er ikke foreslået for pyrolyse af haveaffald.

### 6.3.2.1 Biokul

Biokul er et porøst og karbonholdigt materiale, der ved nedmuldning i jorden bidrager til karbon sekvestrering. Derudover giver biokul næring og det har jordforbedrende egenskaber, herunder øger vandholdningsevnen samt evnen til at holde på næringsstoffer (Hansen, et al., 2016). Kulstoflagring i jorden bidrager både til mere frugtbar jord og har en positiv effekt på klimaet, da kulstoffet lagres i jorden i længere tid, og dermed ikke udledes til atmosfæren. Omkring 50 % af karbonindholdet fra haveaffaldet vil ende i biokullet (Ahrenfeldt, 2021) (Interessent1, 2022). Nærringstofbevarelsen i biokullet kan variere, men det estimeres at størstedelen af P, K og Mg vil ende i biokullet. Hertil kommer en række mikronæringsstoffer som svovl, mens mængden af N i biokullet vil være begrænset (Thomsen, 2021). Brug af biokul, belaster derfor ikke kvælstofkvoten betydeligt. (Landbrugsstyrelsen, 2022).

Biokul er en meget stabil form for kulstof i jord og har potentiale for at lagre karbon i mange år, alt afhængigt af H/C<sub>org</sub>-forholdet, procesparametre i pyrolyseprocessen som temperatur, jordforholdene, samt miljømæssige betingelser som vind og vejr (Schmidt, et al., 2019). Procestemperaturen i pyrolyseprocessen samt H/C forholdet har indflydelse på stabiliteten af biokullet og derved karbonlagringspotentialet, hvor stabiliteten øges ved højere temperaturer og lavere H/C forhold (Elsgaard, et al., 2022). For temperaturer på 600°C kan det ifølge (Elsgaard, et al., 2022) forventes at 80 % karbon er lagret i biokullet efter 100 år. Ved temperaturer over 600°C, kan det forventes, at karbonlagringen er 89 % efter 100 år. Mængden af kulstof der bevares i jorden efter 100 år, er på baggrund af dette estimeret til at være 85 %.

### 6.3.2.2 Brug af biokul

Gennem dialog med flere producenter af pyrolyseanlæg til haveaffald, er det bekræftet, at den forventede bevarelse af NPK ligger i omegnen af henholdsvis 28, 70 og 100 %, men den resterende N vil være utilgængelig for planter og mikroorganismer, som vist i (Thomsen, 2021). Nitrogenindholdet i biokul er altså lavt og svært tilgængelig for planter. Der er derfor heller ikke risiko for udvaskning af nitrogen ved brug af biokul. Da gødningspotentialet for nitrogen er meget begrænset for biokul, kan det derfor være en fordel at anvende nitrogenfattige produkter til pyrolyse. Baseret på det lave nitrogenindhold i haveaffald, og specielt den mere træholdige del, er haveaffald derfor oplagt til produktion af biokul. (Laghari, Müller-Stöver, Puig-Arnavat, Thomsen, & Henriksen, 2021) Fosfor er et begrænsende næringsstof, hvilket betyder, at det er mængden af plantetilgængelig fosfor, der sætter begrænsning for plantevæksten (Thomsen, 2022). Det er muligt at behandle biokullet efterfølgende for at øge potentialet til et fosforrigt gødningsmiddel, med høj plantetilgængelighed (Laghari, Müller-Stöver, Puig-Arnavat, Thomsen, & Henriksen, 2021). Denne efterbehandling og dette potentiale er ikke inkluderet i klima- og økonomiberegningerne foretaget i analysen.

Der er flere ting, der taler for at anvende biokul sammen med en mindre mængde af gødning fra andre kilder, såsom gylle, kompost og/eller biogasrestfibre. Et stort meta-studie har vist at tilførsel af biokul sammen med gødning giver markant større udbytte end tilførsel af enten biokul eller gødning (Ye, et al., 2020). Det er desuden vigtigt at akklimatisere/lade biokullet med næringsstoffer fra eksempelvis kompost, inden det nedmuldes i jorden, da biokullet ellers kan forventes at binde næringsstoffer fra jorden, der i så fald vil blive sværere for planter at tilgå (Thomsen, 2022).

Det skal nævnes, at der ved produktion af biokul, sker en opkoncentrering af tungmetaller, da massen reduceres kraftigt. Hvis det producerede biokul skal anvendes på landbrugsjord, er det derfor nødvendigt at være opmærksom på indholdet af tungmetaller i biokullet i henhold til Affald til jord bekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2018), så grænseværdierne ikke overskrides. Det er oplyst fra (Stiesdal, 2022), at der ved specifikke procesparametre (temperaturer til 700°C) kan overføres nogle tungmetaller til gasfraktionen. Det er dog ikke foreslået, at temperaturen skal op i dette leje.

### 6.3.2.3 Gas

Den producerede gas, kaldet syntesegas eller syngas, består af forskellige gasser som CO, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> og CH<sub>4</sub>. Gassen har en høj brændværdi. Den kan brændes i en pyrolysegasbrænder hvor der dannes varme til pyrolyseprocessen samt overskudsvarme til fjernvarmenettet (Gabriel & Koch, 1998). Det antages, at 25 % af energiindholdet vil ende som syngas (Ahrenfeldt, 2021).

### 6.3.2.4 Evt. bioolie

Bioolien kan potentielt anvendes som brændstof til f.eks. biler. Hvilken yderligere behandling dette kræver, er ikke undersøgt i denne rapport. Dette skyldes, at de anlæg COWI har været i kontakt med, ikke ser en markedsværdi i bioolien lige nu (Interessent1, 2022) (Stiesdal, 2022) (NSR, 2022), da denne proces er kompliceret. Det er derfor ikke foreslået, at olien kondenseres ud af syntesegassen.

## 6.3.3 Væsentlige fordele og ulemper

Fordelen ved pyrolyse er, at processen foruden at nedsætte udledningerne af metan og lattergas fra kompostering, også fjerner de organiske urenheder (plast, mikroplast, ukrudtsmidler osv.) og udnytter den energi der frigives under nedbrydningen. En energi som kan bruges til eksempelvis fjernvarmeproduktion. Derudover er der et potentiale for at lagre store dele af det kulstof haveaffaldet indeholder, hvilket betyder, at der er et potentiale for en yderligere reduktion af drivhusgasudledninger fra behandlingen af haveaffald ved pyrolyse. Biokul kan derudover bruges som jordforbedringsmiddel, med nogle af de samme egenskaber som kompost. Herunder at øge karbonindholdet, infiltrationsevnen i lerede jorde, vandholdningsevnen i sandede jorde, samt bruges som strukturmateriale. Det foreligger dog ikke sammenligningsstudier med kompost, og det vides derfor ikke, om det er helt lige så godt som kompost og finstof (Elsgaard, et al., 2022).

Det producerede biokul er desuden stabilt, koncentreret, og lugtfrit, hvilket gør transport nemmere og billigere end af eksempelvis kompost (Stiesdal, 2022). Ved produktion af biokul recirkuleres nogle næringsstoffer, som derved føres tilbage til jorden, hvor de i stor udstrækning forventes at være tilgængelige for planter, dog med undtagelse af et eventuelt kvælstofindhold (Stiesdal, 2022). Dog er det uvist om tilgængeligheden vil være på samme niveau som for kompost (Thomsen, 2022) (Stiesdal, 2022). Sammenlignet med kompostering vil der i alle tilfælde tabes en vis mængde næringsstoffer, hvis der omlægges til pyrolyse (primært N, men også en mindre del S og P). Da pyrolyse af biomasse og brug af biokul er forholdsvis nyt i større skala, mangler der viden om biokuls kort- og langsigtede påvirkning. Påvirkning af de jorde det spredes på, herunder betydning for mikro- og makroliv, samt evt. toksiske virkninger (Elsgaard, et al., 2022).

Der mangler viden om betydningen for jordens sundhed ved brug af biokul i stor skala, herunder betydningen ved en reduceret brug af kompost. Det er et forhold der bør undersøges nærmere. Alt afhængigt af den gældende pyrolyseproces, kan processen være relativt kompliceret, hvis der sammenlignes med kompostering. Der sker dog meget på dette område, og nogle anlægstyper er forholdsvis lette at styre (Thomsen, 2022). Vælges der en proces uden produktion af olie og elektricitet, bliver processen dog væsentligt mindre kompliceret (Interessent1, 2022). Desuden er det nødvendigt med et forholdsvis tørt og homogent inputmateriale, hvilket betyder, at der er brug for relativt meget forbehandling af haveaffaldet.

## 6.4 Kombineret anaerob og aerob nedbrydning

I følgende afsnit vil en behandlingsløsning for haveaffald ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning blive præsenteret. To forskellige teknologier; semi-dry- og plug-flow-teknologierne, vil blive gennemgået som potentielle metoder til at behandle haveaffald. Kombineret anaerob og aerob nedbrydning er en biologisk nedbrydning af organisk materiale. Nedbrydnin-



gen starter i et anaerobt miljø (uden tilstedeværelse af ilt), hvor der produceres biogas. Efterfølgende nedbrydes outputtet fra den første proces, i et aerobt miljø (ved tilstedeværelsen af ilt). Processen drives af forskellige typer af mikroorganismer, der sørger for omdannelsen af det organiske materiale. I første del af processen til en energiholdig biogas (hovedsageligt CO<sub>2</sub> og CH<sub>4</sub>), samt et restprodukt af ikke nedbrudt materiale, digestat (Angelidaki & Batstone, 2010). Digestat kan anvendes direkte på jord eller laves til kompost, ved efterfølgende kompostering af digestatet i et aerobt miljø (Jansen, 2010).

Anaerob nedbrydning laves oftest på flydende organiske fraktioner såsom gylle og slam, blandet med mere faste fraktioner som mad- og/eller haveaffald. Forinden den anaerobe nedbrydningsproces neddeles og blandes de organiske fraktioner til en ensartet pulp. Anaerob nedbrydning af udelukkende faste fraktioner, som haveaffald, skaber nogle udfordringer i forhold til processen, bl.a. ift. transport gennem rør og ved omrøring (Schmidt, Ahring, Angelidaki, & Kræmer, 1998). Der findes flere forskellige typer af biogasprocesser med forskellige procesforhold og outputs, som egner sig til forskellige typer inputmateriale. Der er i analysen udvalgt to mulige biogasprocesser egnet til behandling af primært faste fraktioner (defineret ved et vandindhold på mellem 10 og 30 %), herunder haveaffald.

### 6.4.1 Beskrivelse af løsning

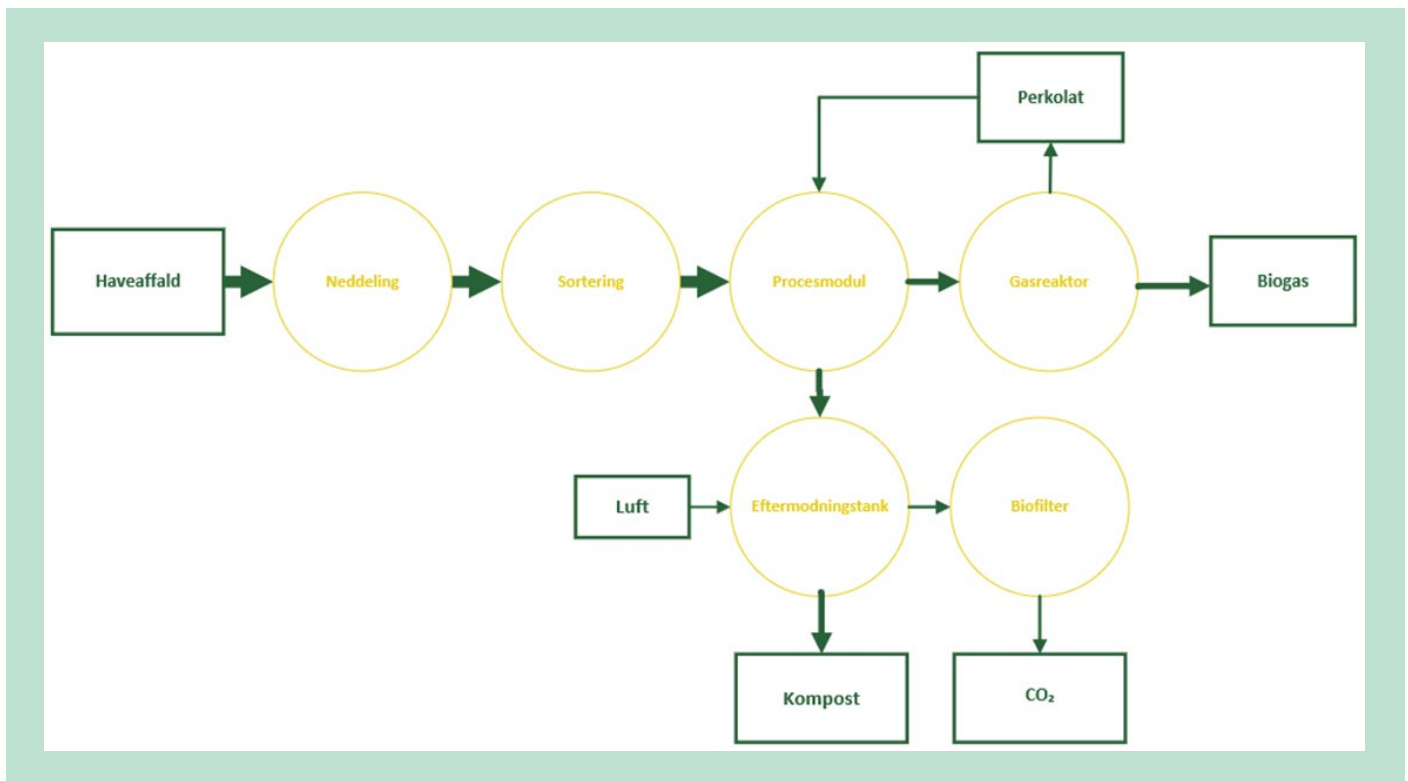
Til kombineret anaerob og aerob nedbrydning af haveaffald er der foreslået to mulige teknologier, som er beskrevet på baggrund af dialog med (Aikan, 2022) og (Thöni, 2022). En semi-dry anaerob nedbrydningsteknologi, som er udviklet af Solum gruppen. Den kombinerer traditionel våd anaerob nedbrydning i to moduler med indkapslet aktivt beluftet kompostering. Processen giver to outputs, nemlig biogas og kompost. Den anden teknologi er plug-flow-reaktorteknologi, som er en kontinuerlig proces, hvor der løbende tilføres materiale til en horisontal reaktortank. Denne proces er også opdelt i to, hvor affaldet efter den anaerobe nedbrydning komposteres ved aktivt beluftet kompostering. Der produceres derved også biogas og kompost fra denne type anlæg.

Fælles for de to biogasteknologier, er forbehandling, efterbehandling samt affaldsstrømmen. Ved forbehandling neddeles haveaffaldet, for at opnå størst mulig omsætning af materialet. Det foregår med de samme maskiner som neddeler haveaffald på komposteringsanlæggene i dag. Efter endt anaerob nedbrydning, gennemgår materialet for begge teknologier en komposteringsproces, som beskrevet i de følgende afsnit. Alt efter behovet, kan de to teknologier håndtere haveaffald som eneste affaldsstrøm, eller sammen med andet affald, som madaffald eller gylle. De træholdige dele af haveaffaldet (biomasse), vil ikke nå at blive nedbrudt i processen. Ikke omsat materiale, vil ikke give et gasudbytte, og det giver derfor mening at udnytte denne del af haveaffaldet ved anden behandling, evt. som i dag ved forbrænding eller alternativt ved pyrolyse. I vinterperioden vil det formentlig ikke give mening at afgasse haveaffald inden kompostering, da det primært består af de mere træholdige dele (Aikan, 2022).

Det antages for begge de beskrevne løsninger, at biogassen opgraderes til brug som erstatning for naturgas. Det er i dag den løsning der anvendes på nyere anlæg, frem for produktion af elektricitet og varme.

#### 6.4.1.1 Semi-dry teknologi

Den semi-dry nedbrydningsteknologi er en verificeret, kommerciel teknologi til behandling af haveaffald, der sælges og drives på markedsvilkår. Et visuelt overblik over processerne der indgår i semi-dry teknologien er angivet i FIGUR 5.



**FIGUR 5.** Visuelt overblik over en semi-dry nedbrydningsproces. I denne proces tilføres afgasset perkolat fra gasreaktoren til haveaffaldet i procesmodulet og recirkuleres til gasreaktoren, hvor biogassen opsamles. Denne proces gentages så længe et gaspotentiale er til stede i affaldet, og der tilføres ikke nyt affald til processen undervejs. Efterfølgende beluftes det afgassede affald i procesmodulet og overføres da til en eftermodningstank, hvor komposteringen finder sted. Bemærk at luften fra komposteringsprocessen føres gennem et biofilter for at begrænse klimagasudledningen.

Første del af processen foregår i et lukket system bestående af to moduler, hvor bakterier under anaerobe forhold omdanner det organiske materiale til biogas. Processen kaldes for semi-dry, i det den faste fraktion, haveaffaldet, opholdes i et modul (procesmodulet). Den våde fraktion, perkolaten<sup>2</sup>, opholdes i et andet modul (gasreaktoren). I procesmodulet vaskes haveaffaldet, via et vandingsssystem, med afgasset perkolat hentet fra gasreaktoren. Hermed indledes første del af nedbrydningsprocessen, nemlig hydrolyse. Perkolaten opsamles fra bunden af modulet og pumpes tilbage i gasreaktoren, hvor der sker en fermentering (forsuring) af materialet, hvorved det afgasser og der dannes biogas. Processen gentages indtil det maksimale metanudbytte er nået. Alt afhængigt af det enkelte materiale, må vandindholdet justeres undervejs. Ved brug af haveaffald som affaldsstrøm, vil det være nødvendigt løbende at tilføre vand til processen (Aikan, 2022). Det skyldes, at en del vil fordampe undervejs og at vandindholdet i haveaffald er forholdsvist lavt. Der er derved ikke et overskud af perkolat, som skal håndteres. Hos Solum anvendes regnvand opsamlet på pladsen. Afhængig af pladsens størrelse vil dette kunne dække hele behovet. Regnvandet opbevares i tanke eller reservoirs på pladsen. Processen kører i "batches", hvilket betyder, at processen gennemføres på en given mængde haveaffald, inden der tilføres nyt materiale. Der tilføjes dermed ikke yderligere mængder affald til procesmodulet undervejs. Solum estimerer, at denne del af processen tager ca. 4 uger (Aikan, 2022).

<sup>2</sup> Flydende restprodukt fra biogasprocessen, som indeholder bakterier og enzymer, som bruges til at sætte gang i en ny batch.

Efter forsuringensprocessen tilføres ilt til haveaffaldet fra bunden af modulet, hvorved processen overgår til en aerob proces, kompostering. Denne proces antages at tage yderligere 4 uger. Under denne proces sikres hygiejniserende af materialet ( $>70^{\circ}$ ) ved mikrobiel opvarmning. Efter haveaffaldet har gennemgået første komposteringsproces, overføres det til en eftermodningstank, for at frigøre plads i procesmodulet. Her færdigkomposterer det i ca. 3 måneder. Eftermodningen sker stadig under aktiv beluftning, for at undgå metanudledninger. Herved kan en ny batch haveaffald sættes til forgasning i procesmodulet. Under den aktivt beluftede komposteringsproces, i både procesmodulet og i eftermodningstanken, vil den luft der tilføres samt den dannede gas, ledes igennem et biofilter før det ledes ud i den frie luft. Idéen er, at der i biofiltret, bestående af moden kompost, sker en nedbrydning af potentielt dannet metan til  $\text{CO}_2$ . Gassen ledes derfor igennem biofiltret for at nedsætte drivhusgasudledningen fra processen. Indledende målinger foretaget af (Aikan, 2022) viser, at der, så længe processen aktivt beluftes, ikke ses nogen metandannelse i materialet. Det er dog nødvendigt at lave et større studie på dette, før noget kan konkluderes endeligt. Det er antaget i de senere beregninger, at der ikke er nogen drivhusgasemission her.

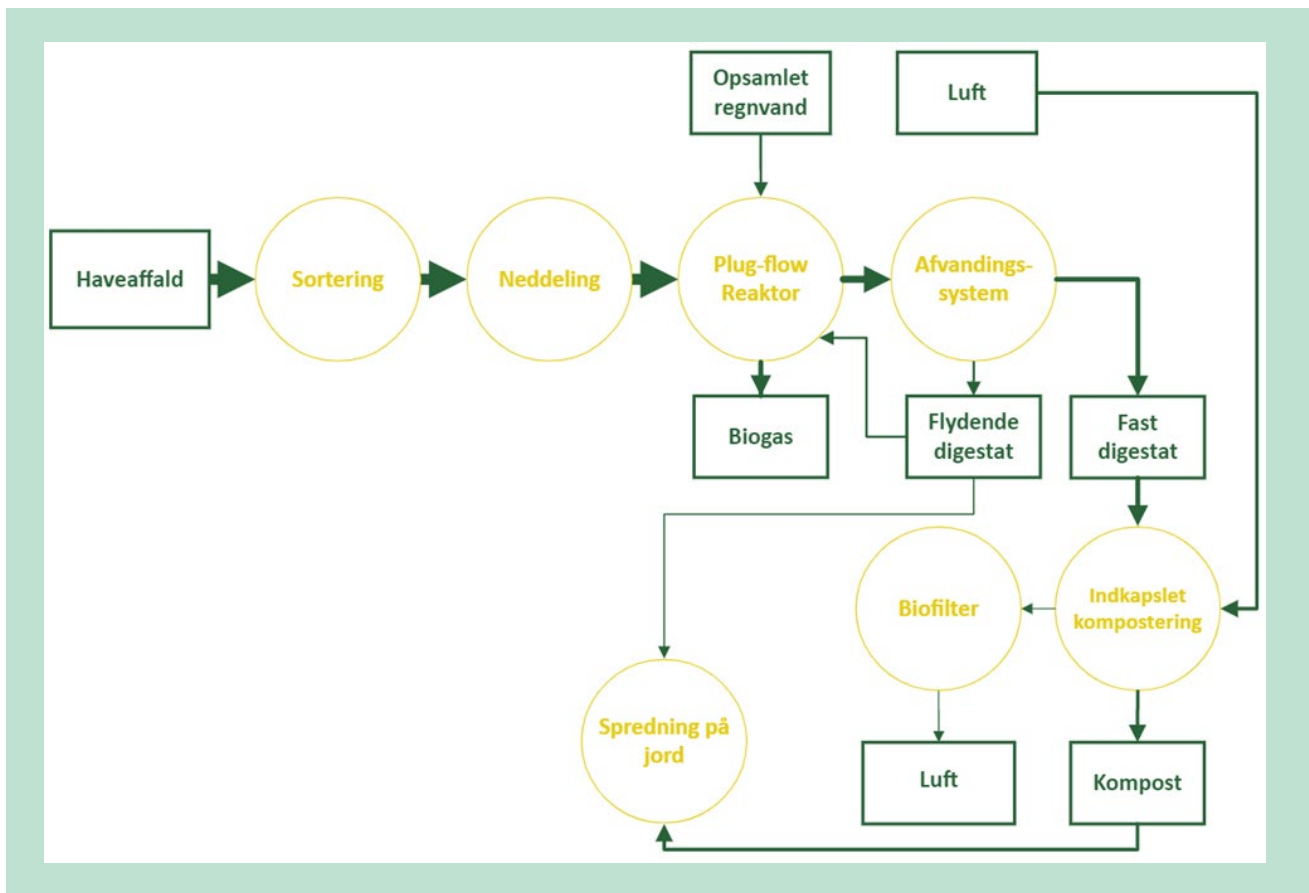
Helt overordnet neddeles og sorteres haveaffaldet, før det indføres til anaerob nedbrydning i procesmodulet. I procesmodulet vaskes haveaffaldet gentagende gange med perkolat fra en forbundet gasreaktor.

Anaerob nedbrydning er endotermisk, og kræver derfor tilførsel af varme. Alt afhængigt af procestemperaturen samt mængden af isolering, vil der ske et større eller mindre varme- og dermed energitab. Dette kan ifølge (Aikan, 2022) være medbestemmende til, hvorvidt der vælges en mesofil ( $35\text{-}38^{\circ}\text{C}$ ), eller termofil ( $52\text{-}54^{\circ}\text{C}$ ) proces. Desuden har procestemperaturen indflydelse på nedbrydningstiden. Ved anaerob nedbrydning af haveaffald med semi-dry teknologien, anbefales det at benytte en mesofil proces. Det skyldes, da nedbrydningstiden af haveaffald, ikke estimeres at kunne nedsætte procestiden betydeligt (Aikan, 2022).

Det antages, at reaktoren producerer biogas med et metanindhold på omkring 70 %. Hvis dette skal anvendes som erstatning for naturgas, skal der opgraderes på gassen.

#### **6.4.1.2 Plug-flow-teknologi**

Plug-flow-teknologien udgør en anden metode til anaerob behandling af haveaffald. Denne teknologi er velegnet til behandling af haveaffald, da den ikke er følsom overfor urenheder i affaldet. Processerne bag denne metode er præsenteret i FIGUR 6. Ved plug-flow-teknologien indføres det sorterede og neddelte haveaffald i en cHsAD reaktor. Reaktoren indeholder en langsomt roterende omrører med skovlblade, som er placeret på tværs af affaldsstrømmen og har en særlig størrelse og form, der sikrer en komplet blanding af affaldet på alle tidspunkter. Den langsomme omrøring, samt overlappet af det område der omrøres af de enkelte skovlblade, sikrer at mest muligt materiale nedbrydes. Det betyder, at der produceres og frigives mest mulig biogas. Varmt vand føres i rør omkring reaktortanken, som sørger for en opvarmning af materialet og dermed sikrer rette procestemperaturer.



**FIGUR 6.** Visuelt overblik over en plug-flow nedbrydningsproces. I denne proces tilføres haveaffaldet til en reaktor med konstant omrøring, hvorfra biogassen opsamles. Perkolat opsamlet fra vakuumledningssystemet recirkuleres til plug-flow reaktoren og/eller til den beluftede efterkomposteringsproces. Bemærk at luften fra komposteringsprocessen føres gennem et biofilter for at begrænse drivhusgasudledningen.

Yderligere tilføres vand til selve processen, for at sørge for at væskeindholdet i affaldet er tilstrækkeligt højt til at processen kører optimalt. Det vand der tilføres til processen kan udgøres af regnvand opsamlet på anlægget. Efter den anaerobe nedbrydning opdeles restproduktet i en fast og en flydende andel og føres til videre behandling via et afvandingssystem. En del af det flydende digestat (perkolat) føres tilbage i reaktoren for at opretholde det ønskede vandindhold i reaktoren. Derudover benyttes en andel af det friske digestat som podningsprodukt for processen. Derved tilføres mikroorganismer, der bidrager til at stabilisere processen. Grundet de termofile procestemperaturer sker der en hygiejniserende af materialet i processen. Den flydende del af restproduktet som er i overskud, kan derfor bruges direkte som flydende gødningsmateriale på landbrugsjord, eller recirkuleres til processen for at fastholde det optimale vandindhold. Den solide del, også kaldet digestat, kan efterfølgende indgå i en komposteringsproces. Her indføres digestaten i et komposteringskammer, hvori den aerobe nedbrydning foregår under kraftig ventilation. Kammeret er formet som en boks med forseglede døre, og luften fra kammeret føres gennem et biofilter, før det udledes. Efterfølgende bliver den ventilerede digestat overført til et efterkomposteringsanlæg, hvor komposten modnes. Den færdige kompost sorteres inden brug for at sikre en høj kvalitet. (Thöni, 2022).

Plug-flow-processen er baseret på en anaerob og termofil biologisk proces, hvilket vil sige, at den foregår under iltfrie forhold og ved høje temperaturer omkring 55 °C. Processen er primært beregnet til affald med et tørstofindhold på over 25 %. Selve biogasprocessen tager om-

kring 21 dage og komposteringsprocessen 15 dage, afhængig af forholdene. Processen foregår indkapslet, og første del af komposteringen foregår under kraftig ventilation. Derfor er drivhusgasudledninger og lugtgener forbundet med denne proces begrænsede.

## **6.4.2 Producerede produkter**

Nedenfor vil de produkter der produceres direkte som følge af kombineret anaerob og aerob nedbrydning af haveaffald præsenteres. Anvendelsen af disse produkter, samt produktets formål, uddybes yderligere.

### **6.4.2.1 Biogas**

Biogas er et energiholdigt produkt bestående af primært metan og CO<sub>2</sub>, med samme egenskaber som naturgas. Der er typisk to anvendelser af biogas. Enten indføres det i naturgasnettet, eller afbrændes på produktionsstedet, hvorved der kan produceres el og varme, som kan tilføres til eksisterende infrastruktur. Da produktet er produceret fra biogent materiale, regnes afbrænding af biogas som klimaneutralt, i modsætning til naturgas. Det antages at biogas produceret i nye biogasanlæg vil blive opgraderet og bruges som erstatning for naturgas.

### **6.4.2.2 Kompost**

Kompost er restproduktet fra de to biogasprocesser, bestående af ikke omsat organisk materiale med et højt indhold af næringsstoffer. Det anvendes på jorde, hvor det har god effekt som gødning, ved at tilbageføre vigtige næringsstoffer til jorden. Det virker som jordforbedrende middel i de fleste jorde, hvor det opfylder flere behov. Der tilføres karbon til jorden, det forøger vandholdningsevnen i sandede jorde og giver struktur og porøsitet i lerholdige jorde. Næringsstofoptagelsen i jorden er langsommere, end ved brug af kunstgødning, men bidrager til en mere langsigtet gødningseffekt, samt mindre udvaskning og tab af næringsstoffer. Kompost bidrager til en recirkulation af næringsstoffer, hvilket altså betyder en mindre afhængighed af kunstgødning. Kompost er desuden godt for mikro- og makroorganismer i jorde, som lever af at nedbryde den.

### **6.4.2.3 Flydende digestat**

Fra plug-flow-teknologien fås et mindre output af flydende digestat. Dette er væske med et højt næringsindhold som kan udnyttes som flydende gødning på landbrugsjord. Kompost bidrager til en recirkulation af næringsstoffer, hvilket altså betyder en mindre afhængighed af kunstgødning. Ligesom ved brug af kompost bidrager den flydende digestat til en recirkulation af næringsstoffer, hvilket altså betyder en mindre afhængighed af kunstgødning.

## **6.4.3 Væsentlige fordele og ulemper**

Fordelen ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning er, at processen nedbringer udledningerne af metan og lattergas fra ikke aktivt beluftet kompostering. Derudover udnyttes biogassen, der frigives under processen, som erstatning for naturgas. Outputtet fra processen er det samme som ved kompostering, nemlig kompost, som derfor kan bruges på samme vis som traditionelt fremstillet kompost med de samme egenskaber. Herunder som jordforbedringsmiddel, og til recirkulering af næringsstoffer.

De to beskrevne biogasteknologier kan håndtere affald med et varierende og relativt højt tørstofniveau, dette i modsætning til de våde biogasanlæg til f.eks. gylle der er mest udbredt i Danmark. Anlæggene kan desuden håndtere affald med varierende struktur og processen er ikke følsom overfor urenheder, da disse kan gå med i processen uden problemer. Kombineret anaerob og aerob nedbrydning er pladsbesparende i sammenligning med milekompostering. Det skyldes, at processen i mange tilfælde er hurtigere og foregår i et indkapslet modul med et mindre areal behov. Det er en klar fordel mht. nedbringning af de samlede metanudledninger, at komposteringen sker under aktiv beluftning. Det er derudover nogle simple processer at styre, hvor det blot skal sikres, at pumper og ventilationssystem kører ordentligt og kontinuerligt. De to biogasteknologier er kontinuerlige, og kører automatisk døgnet rundt, hele året og

derved kan der leveres biogas til andre kontinuerlige processer. Teknologierne kræver begrænset vedligeholdelse og kun korte inspektioner er nødvendige, for at sikre at processen, kører som den skal. Yderligere har teknologierne meget lange levetider, selv ved hård belastning.

Hvis der omlægges til kombineret anaerob og aerob nedbrydning frem for kompostering, vil det være nødvendigt at bygge en masse nye anlæg med tilhørende investeringsomkostninger. Selvom processen er relativ simpel, vil den dog være mere krævende end den nuværende meget lavteknologisk milekompostering. Alt efter hvilken af de to kombinerede anaerobe og aerobe nedbrydningsmetoder der er tale om, er det også forholdsvist ukendte teknologier i Danmark. En udfordring som er vigtig at have for øje, er utætheder i ventilationer, rør og pumper mv. som giver risiko for metantab flere steder i processen. Der er desuden risiko for metanudledninger fra biofiltret som gassen fra komposteringsprocessen ledes igennem. Det kræver derfor et godt egenkontrolprogram på anlæggene. Tabet af metan skal gerne ligge på under 0,5-1 % (Energistyrelsen, 2022).

# 7. Producerede produkters jordforbedrende egenskaber

Forudsætningen for de beskrevne teknologier er, at de producerede produkter, kompost og biokul, vil blive brugt som jordforbedrings-/gødningsmidler.

Rapporten fokuserer på klima og økonomi, men også andre aspekter er vigtige at undersøge nærmere. Herunder genanvendelsesprocenter for de respektive behandlingsmetoder samt hvad de producerede produkter bruges til. Det ligger udenfor rammerne af nærværende projekt at undersøge og besvare nedstående problemstillinger. Problemstillingerne er dog af en sådan karakter, at de er relevante at fremhæve, også selvom de ikke behandles yderligere her.

Alle faste produkter produceret fra teknologierne består af organisk materiale, som kan anvendes som gødningsmidler med jordforbedrende egenskaber. Egenskaberne ved de respektive produkter varierer med hensyn til bl.a. gødningsværdi, mængde, karbonindhold, samt andre jordforbedrende egenskaber. Det er altså højst relevant at undersøge og sammenligne næringsværdien, samt effekten på udvaskning af næringsstoffer til omkringliggende vandmiljøer. Dertil kommer effekten på jordens sundhed på kort og lang sigt. Herunder virkning på mikro- og makroliv, mv. ved brug af de forskellige typer kompost og biokul. Denne sammenligning er især vigtig for kompost vs. biokul, men det er også relevant at have for øje, at der kan være forskel på kvaliteten og dermed effekten på disse faktorer ved de forskellige typer kompost. Det er altså vigtigt at undersøge de respektive produkter, for at forstå forskellene på hvordan jorde reagerer på kort og lang sigt ved udspreddelse af de forskellige producerede produkter fra de undersøgte anlæg. Herunder en sammenligning af hvordan jorde reagerer ved udspreddelse af den komposttype som produceres i dag. På denne måde vil det være muligt at undersøge effekten af de gødningsmæssige og jordforbedrende egenskaber af at ændre den nuværende praksis.

Denne undersøgelse er især relevant for den del af haveaffaldet der i dag komposteres eller spredes direkte på marker som råkompost. Som kortlagt i Arbejdspakke 1 går biomassen (omkring 25 % af haveaffaldet) i dag til forbrænding. Denne andel genanvendes eller udnyttes altså ikke til fordel for jorde i dag. Biomassen vil kunne udnyttes til fordel for jorde, hvis der omlægges til pyrolyse med produktion af biokul. For biomassen, er det altså relevant med en sammenligning af biokuls virkning vs. det alternativ, at biomassen blev forbrændt.

## 7.1 Genanvendelse af næringsstoffer

Ved forbrændingsscenariet produceres der kun energi og altså intet organisk output til udspreddelse på jorde. Der er derfor ingen genanvendelse eller positive effekter i form af gødningsværdi eller jordforbedring. De resterende teknologier har en højere eller mindre grad af genanvendelse og producerer produkter, der i højere eller mindre grad har en effekt på de jorde de spredes på.

Genanvendelsesprocenten ved pyrolyse er lavere end ved kompostering. Som beskrevet i afsnit 6.3.3, vil der ved pyrolyse tabes flere næringsstoffer end ved kompostering. Såfremt pyrolyse skal anvendes til behandling af dele eller hele mængden af haveaffald, er dette også en relevant problemstilling.<sup>3</sup>

## 7.2 Udvaskning af næringsstoffer

Kunstgødning og gylle giver et stort udbytte på kort sigt, men kan betyde overgødning som kan føre til mindre frugtbarhed på længere sigt, ved at påvirke mikroorganismer i jorden negativt. Der er også risiko for en potentielt negativ konsekvens for omkringliggende vandmiljøer (Maucieri, Barco, & Borin, 2019). Der er i Danmark problemer med udvaskning af næringsstoffer fra landbruget til de omkringliggende vandmiljøer, hvor det kan føre til eutrofiering (overgødning af vandmiljøer) (Maucieri, Barco, & Borin, 2019). Det er derfor relevant at undersøge og sammenligne de forskellige produkters indvirkning herpå.

Eutrofiering forårsager en opblomstring af bl.a. alger, som kan betyde, at der nogle steder ikke trænger sollys ned til bunden hvilket kan medføre iltsvind. Dette kan betyde, at fisk og dyreliv søger til andre steder, eller dør af iltmangel. Når nitrogen findes på organisk form, bundet i organisk materiale, som i kompost eller biokul, vil der ske en mindre grad af udvaskning (Maucieri, Barco, & Borin, 2019). Næringsstofferne vil frigives langsommere til planter, og derfor kan det være nødvendigt at supplere med andre gødningstyper, for at bevare udbyttet af afgrøder.

---

<sup>3</sup> Bemærk, at det i pyrolysescenariet er antaget, at biokullet bruges som jordforbedring (inkl. kulstoflagring) og at det derved *ikke* afbrændes.



## 8. Behandlingsscenarier

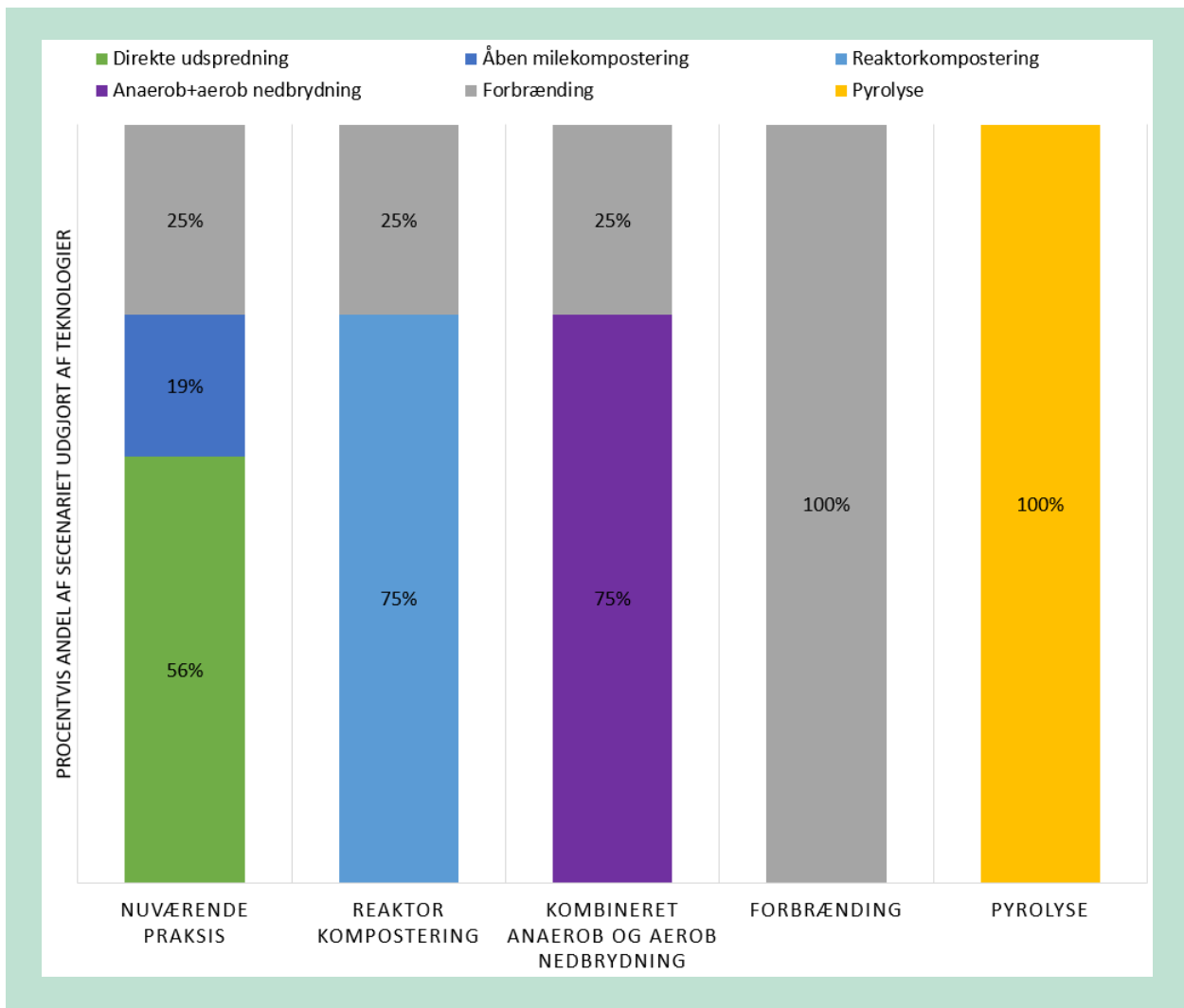
Der er i det følgende opsat en række scenarier. Scenarierne er opsat, da det ikke altid giver mening at behandle alt haveaffald med én type behandling. Dette bekræftes af situationen i dag, hvor haveaffald behandles på tre forskellige måder. Et eksempel er, at det ikke giver mening at kompostere træ og grene (biomasse) grundet en lang nedbrydningstid ved biologisk nedbrydning. Scenarierne er opsat på baggrund af den viden der er indsamlet ved dialog med producenter af de forskellige teknologier. I det følgende afsnit gennemgås de behandlingsscenarier, som er opsat til beregning af klimaeffekten, og til gennemførelse af den økonomiske analyse. Det er altså disse scenarier resultaterne baserer sig på, og derfor dem der refereres til ved præsentation af resultaterne.

Der opsat et scenarie for hver behandlingsteknologi, med en fordeling af affaldet mellem én eller flere behandlingsmetoder. Scenarierne er derfor opbygget af én eller flere behandlingsmetoder. Hvert scenarie er bygget op således, at mest muligt affald går til den teknologi som scenariet repræsenterer. Den mængde haveaffald det ikke giver mening at behandle med den givne teknologi, bliver i de opstillede scenarier behandlet som det er tilfældet i dag. Eksempelvis er det antaget, at biomasse fra biogas- og komposteringsscenarierne behandles ved forbrænding, som der er tilfældet for biomasse i dag. Biomassen kunne dog i stedet for blive behandlet ved pyrolyse. En fremtidig strategi for behandling af haveaffald i Danmark vil højst sandsynligt, være en kombination af flere behandlingsmetoder, eksisterende eller nye. Der opstilles yderligere ét scenarie optimeret i forhold til klima og ét optimeret i forhold til økonomi. Den strategi (det scenarie) der vælges for en fremtidig behandling af haveaffald i Danmark, kan derfor godt være en kombination af behandlingsmetoder, som ikke er belyst i rapporten.

I beregningerne er det antaget, at der ender en andel finstof i det materiale der går til forbrænding, og at der ender en andel grene og træ i det der komposteres eller spredes direkte på marker.

### 8.1 Scenariebeskrivelser og massestrømme

I det følgende er de opstillede scenarier præsenteret. FIGUR 7 viser den procentvise andel af det modtagne haveaffald der behandles gennem de specifikke teknologier for de seks behandlingsscenarier der er undersøgt. Desuden er massestrømmene i det opstillede scenarier illustreret på FIGUR 8 til FIGUR 11. Der er udelukkende illustreret massestrømme på de faste fraktioner. Derved er energi, gas, væsker, mm. som produceres eller frigives i processerne ikke inkluderet. Massestrømmene er vist pr. 1000 kg.



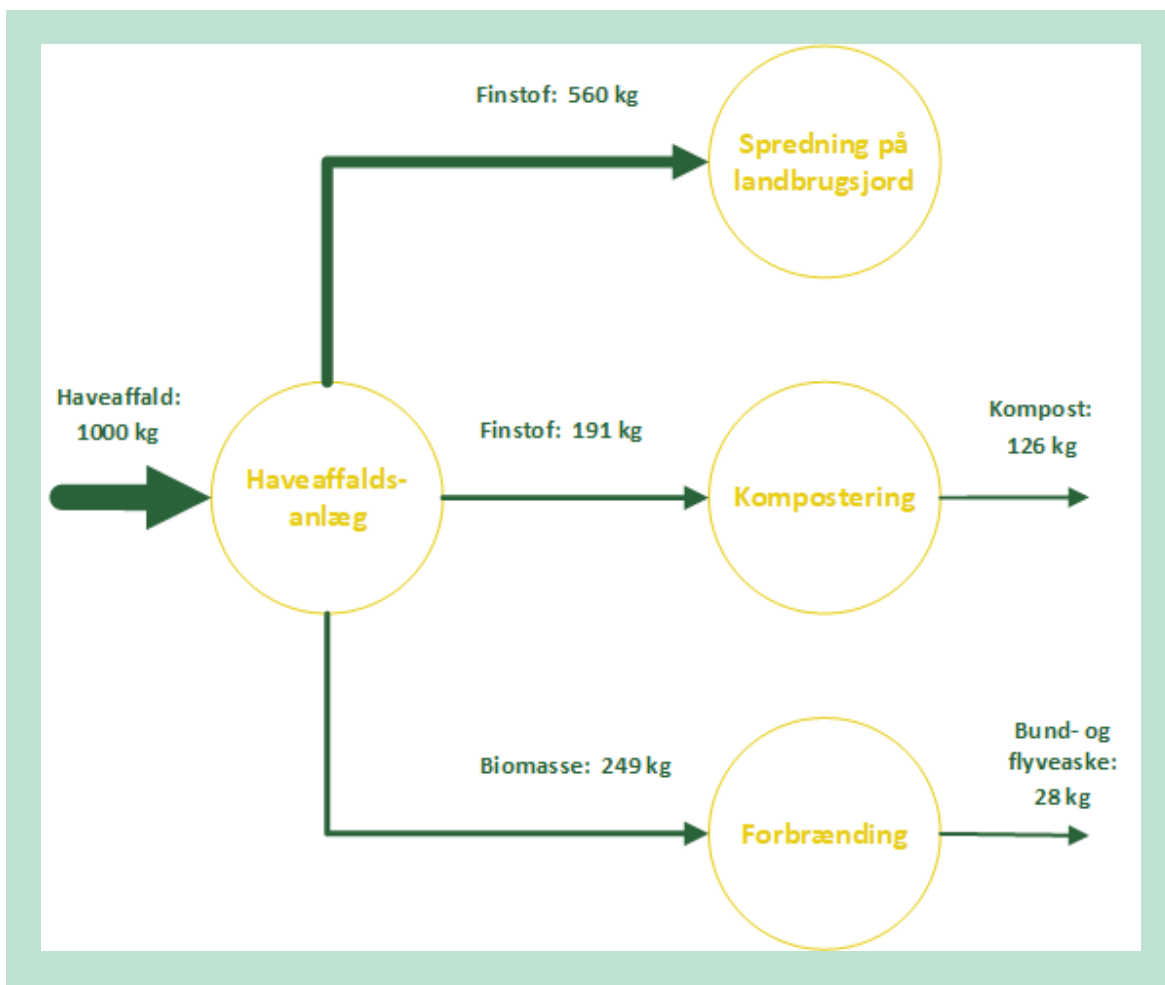
**FIGUR 7.** Den procentvise andel af haveaffaldet i de opstillede scenarier der bliver behandlet ved de respektive teknologier.

### 8.1.1 Nuværende praksis (NP)

Nuværende praksis repræsenterer situationen i dag, hvor biomassefraktionen afbrændes, og finstoffdelen delvist komposteres og delvist oplagres i en vis periode før den spredes på marker. Scenariet er opbygget som følger:

- 56 % oplagres i en vis periode og spredes på marker (75 % af finstoffractionen)
- 25 % går til forbrænding (alt biomassen)
- 19 % bliver komposteret (25 % af finstoffractionen)

Massestrømmene for den nuværende praksis for behandling af haveaffald er præsenteret i FIGUR 8 pr. 1000 kg haveaffald. Ved behandling af 1000 kg haveaffald, ses det af figuren, at 560 kg behandles ved spredning af finstof på landbrugsjord, uden foregående behandling, at 191 kg komposteres, og at 249 kg forbrændes. Fra komposteringen dannes der 126 kg kompost og fra forbrænding 28 kg restprodukter bestående af henholdsvis bund- og flyveaske.



**FIGUR 8.** Massestrømme for den nuværende praksis (NP) pr. 1000 kg haveaffald modtaget på haveaffaldsanlægget. I diagrammet er udelukkende faste produkter illustreret. Derved er energi, gas og væsker der tilføres, produceres eller frigives i processen ikke illustreret

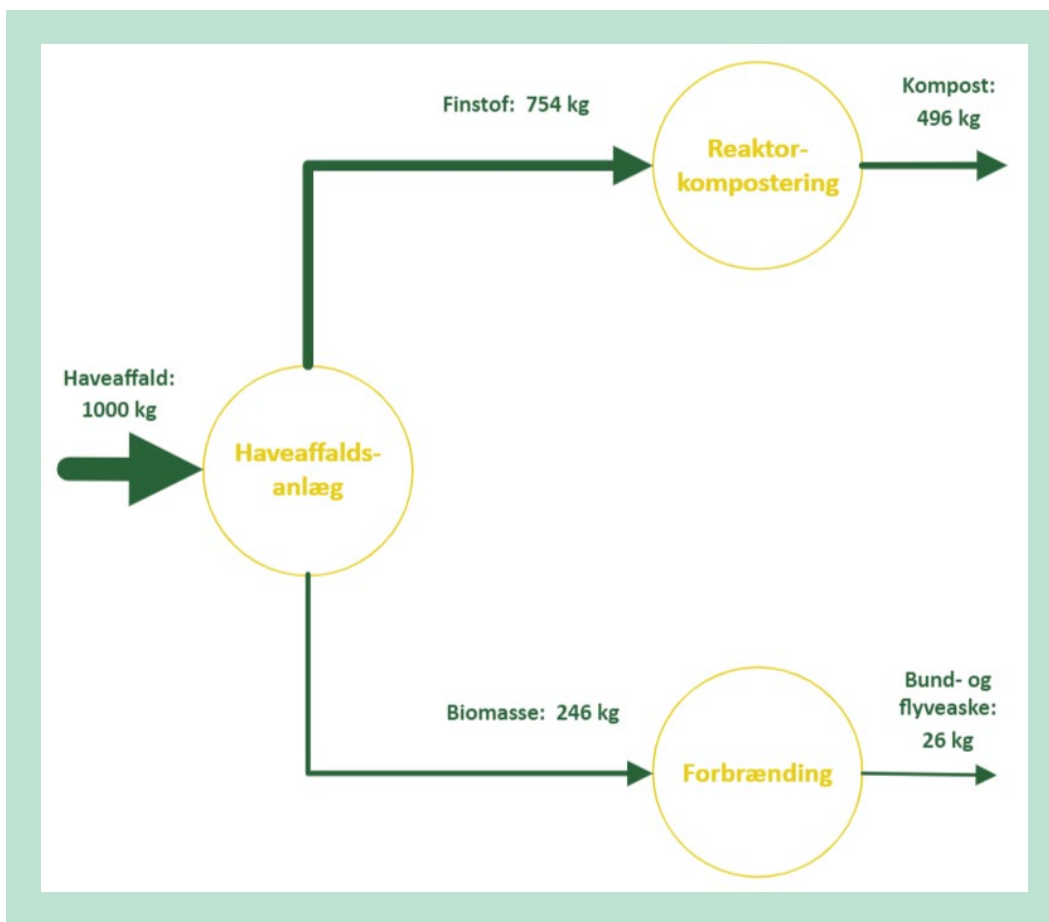
### 8.1.2 Reaktorkompostering (RK)

Det er i dette scenarie antaget, at hele finstoffractionen komposteres, og at biomassen forbrændes, som det er tilfældet i dag. Det skyldes, at biomassefraktionen ikke når at blive nedbrudt under komposteringsprocessen, og det derfor giver mening, at energiudnytte denne del. Scenariet er opbygget som følger:

- 75 % går til kompostering (hele finstoffractionen)
- 25 % går til forbrænding (hele biomassefraktionen)

Massestrømmene for behandling af haveaffald via indkapslet milekompostering er præsenteret i FIGUR 9 pr. 1000 kg haveaffald. Ved behandling af 1000 kg haveaffald, ses det af figuren, at 754 kg finstof komposteres, og at 246 kg forbrændes. Fra komposteringen dannes 496 kg kompost og fra forbrænding 26 kg restprodukter bestående af henholdsvis bund- og flyveaske.

I dette scenarie dannes samme slutprodukter som i NP-scenariet. Bemærk at der i dette scenarie er antaget, at intet af finstoffet spredes direkte på landbrugsjord, som det var tilfældet i NP-scenariet. Dette, for at minimere drivhusgasudledningen mest muligt, samt at processen optimeres, så der kan dannes mere kompost på kortere tid.



**FIGUR 9.** Massestrømme for det indkapslede milekomposteringsscenarie (RK) pr. 1000 kg haveaffald modtaget på haveaffaldsanlægget. I diagrammet er udelukkende faste produkter illustreret. Derved er energi, gas og væsker der tilføres, produceres eller frigives i processen ikke illustreret.

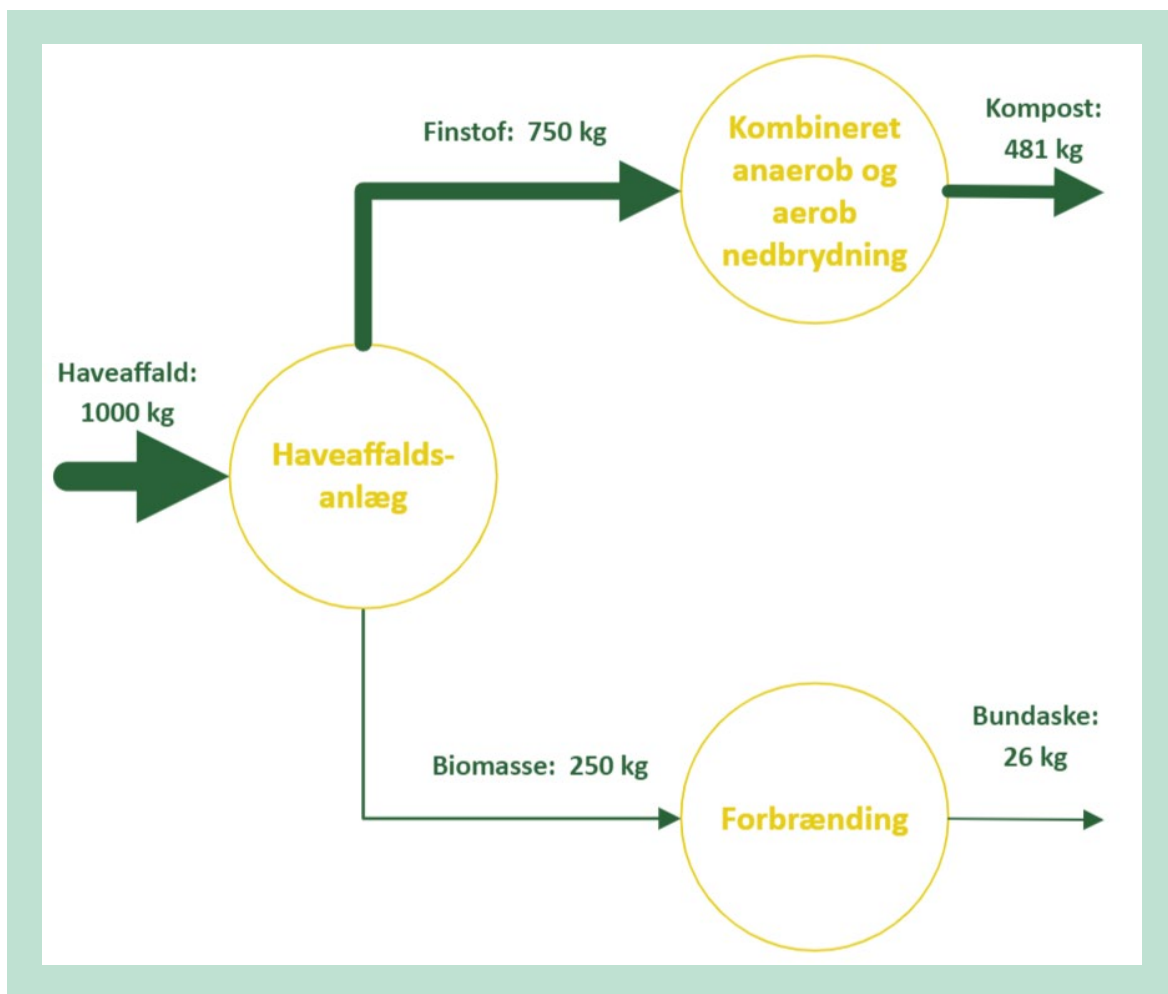
Bemærk, at dette behandlingsscenarie i den erhvervsøkonomiske analyse omtales som *Indkapslet kompostering*. Dette skyldes, at forudsætningerne bag behandlingsprocessen varierer fra hvad der er antaget i klimascreeningen.

### 8.1.3 Kombineret anaerob og aerob nedbrydning (AD-SD og AD-PF)

For begge scenarier, semi-dry (AD-SD) og plug-flow (AD-PF), til kombineret anaerob og aerob nedbrydning er det antaget, at alt finstof samt en mindre del grene håndteres. Da biomassen ikke når at blive nedbrudt under processen, er det fordelagtigt at håndtere denne på anden vis, eksempelvis som biomassen håndteres i dag, ved forbrænding med energiudnyttelse. Det er derfor antaget, at biomassen sendes til forbrænding. Scenariet er opbygget som følger:

- 75 % går til kombineret anaerob og aerob nedbrydning (hele finstoffractionen)
- 25 % forbrændes (hele biomassefractionen)

Massestrømmene for behandling af haveaffald ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning er præsenteret i FIGUR 10 pr. 1000 kg haveaffald. Ved behandling af 1000 kg haveaffald, ses det af figuren, at 764 kg behandles ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning. Det finstof der nedbrydes anaerobt, resulterer i et digestat, som komposteres til et kompostprodukt der kan udnyttes på landbrugsjord. Fra kombineret anaerob og aerob nedbrydning dannes 481 kg kompost. De resterende 250 kg haveaffald forbrændes hvor der dannes 26 kg restprodukter bestående af henholdsvis bund- og flyveaske.



**FIGUR 10.** Massestrøm for biogasscenarierne (AD-SD og AD-PF) pr. 1000 kg haveaffald modtaget på haveaffaldsanlægget. I diagrammet er udelukkende faste produkter illustreret. Derved er energi, gas og væsker der tilføres, produceres eller frigives i processen ikke illustreret.

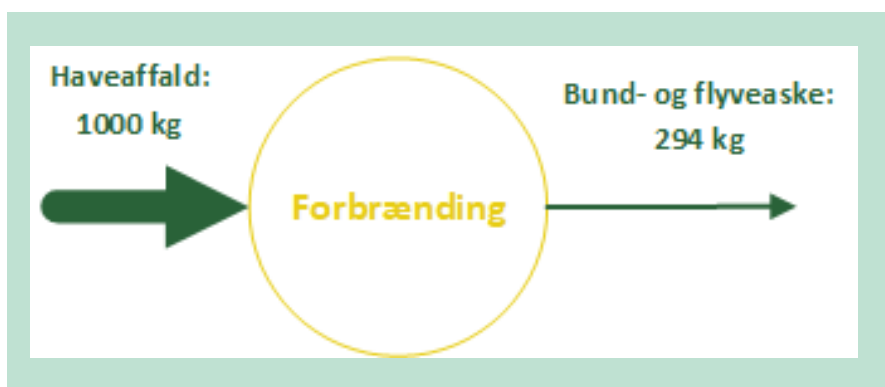
#### 8.1.4 Forbrænding (F)

Der er opstillet et scenarie for forbrænding, da det er forslået af Klimapartnerskabet for affald, at dette bør være den primære behandling fremover. Scenariet er baseret på, at alt haveaffald sendes til forbrænding i eksisterende forbrændingsanlæg, i stedet for den nuværende eller de foreslåede løsninger. Det skal understreges, at vælges dette scenarie, vil der ikke blive produceret et jordforbedringsprodukt, som ved de resterende løsninger. Dette betyder, at det ikke vil kunne opgøres som genanvendelse og at Danmarks samlede mængde affald til genanvendelse derfor vil falde. Dette vil være et brud med princippet i affaldshierarkiet.

Forbrændingsscenariet bygger på at 100 % af haveaffaldet går til forbrænding. Scenariet er opbygget som følger:

- 100 % til forbrænding (hele haveaffaldsfraktionen)

Massestrømmene for behandling af haveaffald ved forbrænding er præsenteret i **FIGUR 11** pr. 1000 kg haveaffald. Fra forbrændingsprocessen er et output 294 kg af bund- og flyveaske som skal behandles.



**FIGUR 11.** Massestrøm for forbrændingsscenariet pr. 1000 kg haveaffald modtaget på haveaffaldsanlægget. Ved dette scenarie behandles samtlige 1000 kg haveaffald ved forbrænding. I diagrammet er udelukkende faste produkter illustreret. Derved er energi, gas og væsker der tilføres, produceres eller frigives i processen ikke illustreret.

### 8.1.5 Pyrolysescenarie (P)

Et scenarie er opstillet med pyrolyse til behandling af haveaffaldet. Den træholdige del af haveaffaldet (biomassen) egner sig specielt godt til pyrolyse, pga. homogeniteten og den høje energitæthed, men alt haveaffaldet kan principielt behandles ved pyrolyse. Derfor antages det i dette scenarie, at al haveaffaldet der modtages behandles ved pyrolyse:

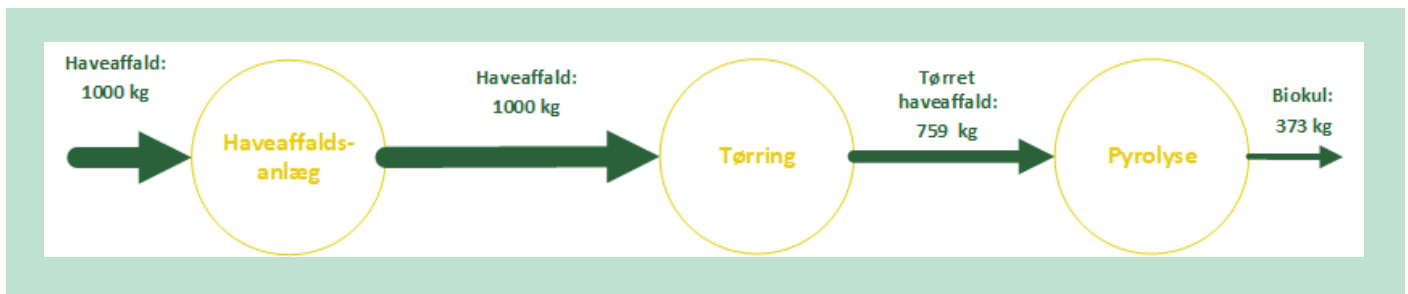
- 100 % går til pyrolyse (alt haveaffaldet)

Ifølge den komposition der er antaget i rapporten, på baggrund af (Møller, 2010), er indholdet af aske i finstoffractionen meget høj. Dette tyder på, at der er et højt indhold af jord i biomassen. Det er på baggrund af dialog med (Interessant1, 2022) vurderet, at det vil optimere processen at frasortere jord og urenheder (f.eks. sten), men at dette ikke er nødvendigt, for at processen kan køre. Det vides ikke, om det reelt kan betale sig og lade sig gøre at frasortere jorden fra det resterende materiale. Det er derfor antaget i beregningerne, at alt materialet indføres i pyrolysen.

Landbruget er afhængige af kompost, og der kan potentielt være store konsekvenser for mikroliv mv. ved at reducere eller fjerne kompost og erstatte det med eksempelvis biokul (Interessant 11, 2022). Det er derfor vigtigt at understrege, at effekten ved brug af biokul som jordforbedringsmiddel ikke er fuldt undersøgt. Der mangler ligeledes gode sammenligninger med komposts virkning som jordforbedringsmiddel (Elsgaard, et al., 2022). Dette betyder, at der ikke er nok viden på området i forhold til vurdering af konsekvenserne ved at erstatte en andel af den kompost der i dag produceres med biokul. Haveaffald er dog blot én kilde til kompost/biomasse tilført landbrugsjord. Andet værdifuldt biomasse som i dag tilføres landbrugsjord, er bl.a. husdyrgødning, spildevandsslam og digestat fra anaerob nedbrydning af biomasse (Interessant 11, 2022).

Det bør derfor undersøges nærmere, hvilken betydning det vil have for danske jorde at omlægge behandling af alt haveaffald til pyrolyse, og derved fjerne kompostproduktion fra haveaffald, hvis det besluttes at behandle alt haveaffald ved pyrolyse.

Massestrømmene for behandling af haveaffald ved pyrolyse er præsenteret i FIGUR 12 pr. 1000 kg haveaffald. Ved behandling af 1000 kg haveaffald, ses det af figuren, at alt haveaffaldet behandles ved en tørringsproces hvoraf det tørret haveaffald vejer 759 kg. Det tørret haveaffald bliver pyrolyseret og danner 373 kg biokul som kan anvendes på landbrugsjord.



**FIGUR 12.** Massestrømme for Pyrolysescenariet (P) pr. 1000 kg haveaffald modtaget på haveaffaldsanlægget. I diagrammet er udelukkende faste produkter illustreret. Derved er energi, gas og væsker der tilføres, produceres eller frigives i processen ikke illustreret

## 8.2 Producerede produkter

De forskellige behandlingsscenarier producerer forskellige produkter (inkl. energi) til substitution af primær energi og ressourcer. De er præsenteret i det følgende for hvert scenarie. Alle mængder er relateret til 1 ton haveaffald modtaget til behandling. Desuden gennemgås en pointe omkring genanvendelse af de producerede produkter.

### 8.2.1 Output fra nuværende praksis

Som output til scenariet bliver der produceret 126 kg kompost per ton haveaffald modtaget til behandling. Derudover spredes der 560 kg finstof/råkompost som ikke gennemgår en egentlig behandling inden det spredes. Desuden bliver der produceret 570 MJ elektricitet og 1.730 MJ varme fra forbrænding i dette scenarie. Der produceres desuden en mindre mængde bund- og flyveaske fra forbrændingsprocessen.

### 8.2.2 Output fra reaktorkompostering

Som output til scenariet bliver der produceret 496 kg kompost per ton haveaffald modtaget til behandling. Desuden bliver der produceret 573 MJ elektricitet og 1.740 MJ varme fra forbrænding i dette scenarie. Der produceres desuden en mindre mængde bund- og flyveaske fra forbrændingsprocessen.

### 8.2.3 Output fra kombineret anaerob og aerob nedbrydning

Som output til scenariet bliver der produceret 481 kg kompost per ton haveaffald modtaget til behandling. Desuden bliver der produceret 573 MJ elektricitet og 1.740 MJ varme fra forbrænding af biomasse i dette scenarie. Der produceres desuden en mindre mængde bund- og flyveaske fra forbrændingsprocessen. Derudover produceres der 18,7 Nm<sup>3</sup> opgraderet biometan.

### 8.2.4 Output fra forbrændingsscenariet

Som output til scenariet bliver der produceret elektricitet og varme til substitution af energi. Der bliver produceret 1.391 MJ elektricitet og 4.227 MJ varme. Der produceres desuden en mindre mængde bund- og flyveaske.

### 8.2.5 Output fra pyrolyse

Som output til scenariet bliver der produceret 373 kg biokul per ton haveaffald modtaget til behandling. Desuden bliver der produceret 1.919 MJ energi til varmeproduktion.

### 8.2.6 Genanvendelse af producerede produkter

Behandles haveaffaldet ved pyrolyse, kombineret anaerob og aerob nedbrydning eller kompostering anses haveaffaldet som værende blevet genanvendt, da outputtene fra disse teknologier i højere eller mindre grad kan benyttes på jorde til recirkulering af næringsstoffer. Dertil kommer en række andre fordele for de jorde det benyttes på. Brændes haveaffaldet eller dele af det på eksisterende affaldsforbrændingsanlæg, vil denne del ikke anses som værende gen-

anvendt, da outputtet fra forbrænding ikke kan nyttiggøres og næringsstofferne, jordforbedringsevnerne, mv. i haveaffaldet går tabt. Dette er en ikke uvæsentlig pointe og noget der skal nævnes, da den ikke direkte fremgår af klima- og økonomiberegningerne.



## 9. Screening af klimaeffekter

I følgende afsnit er gennemført en klimascreening for de i Afsnit 8 præsenterede behandlings-scenarier. Metodikken anvendt til klimascreeningen er desuden kort beskrevet. Der henvises til baggrundsrapporten '*Bilagsrapport – Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald. Afrapportering af klimaberegninger*' for yderligere information om metode, forudsætninger, livscyklusopgørelser, og en dybere gennemgang af resultater.

Klimascreeningen er gennemført på baggrund af en livscyklustilgang, og indbefatter 'drivhus-effekt' som den eneste miljøpåvirkningskategori. Studiet er derfor en klimaberegning og ikke en fuld LCA. Andre miljøpåvirkningskategorier, såsom ressourceforbrug, eutrofiering, partikel-forurening, vandforbrug, ozonnedbrydning mm., er ikke inkluderet i studiet, selvom nogle af dem også kunne være relevante at inkludere.

Da resultaterne fra studiet skal bruges til at sammenligne forskellige teknologier til behandling af haveaffald, er den udførte LCA en konsekvens LCA. Der er derfor, så vidt muligt, brugt marginale data frem for gennemsnitsdata. Ved marginale data, menes der brug af data som forventes reelt at blive påvirket af systemet.

Modelleringen er lavet med softwaren EASETECH (Clavreul, Baumeister, Christensen, & Damgaard, 2014). LCIA-metoden brugt til at modellere systemet fra IPCC med opdaterede emissionsfaktorer for ikke-fossilt metan (27 kg CO<sub>2</sub>-ækv.) og for lattergas (273 kg CO<sub>2</sub>-ækv.) fra IPCC (IPCC, 2021).

Udledning af CO<sub>2</sub> fra organisk affald, herunder haveaffald, anses som værende klimaneutral og regnes derfor ikke med i emissionsfaktoren. Dette skyldes, at det organiske materiale under dets levetid optager CO<sub>2</sub> fra atmosfæren. Når det organiske materiale dør og nedbrydes, frigives den optagende CO<sub>2</sub>. En CO<sub>2</sub> som for nyligt er hevet ud af atmosfæren. Summen af hvad der er blevet optaget og frigivet, går i nul inden for en kortere årrække. At nedbrydning af haveaffald alligevel har en klimaeffekt som tæller med i klimaregnskabet, skyldes at der under nedbrydning dannes drivhusgasser som metan og lattergas med en højere drivhuseffekt end CO<sub>2</sub>, så regnestykket ikke går i nul. Desuden er der i de opstillede scenarier medtaget andre effekter forbundet med behandling af haveaffaldet, såsom transport og energiforbrug. Derudover vil der være nogle besparelser fra substitution af bl.a. energi og kunstgødning fra de produkter, der opstår som følge af haveaffaldsbehandlingen, samt et potentiale for at lagre karbon i jorden.

For at kunne sammenligne de forskellige affaldsbehandlinger på tværs af hinanden, er den ydelse som affaldssystemet skal levere i alle scenarier ens. Dette er defineret som den funktionelle enhed. I nærværende studie er den funktionelle enhed følgende:

*Affaldsbehandling af 1 ton haveaffald i Danmark, inklusive transport fra haveaffaldsanlæg, forbehandling, behandling, henholdsvis genanvendelse og substitution af evt. producerede produkter og energi fra affaldsbehandlingen, samt disponering af eventuelle restprodukter.*

Klimaberegningerne er udført som en screening på de undersøgte behandlingsteknologier, med udgangspunkt i flere eksisterende anlæg. Ikke alle behandlingsteknologier i analysen er i brug i Danmark i dag. Der er derfor tale om mulige fremtidige behandlingsteknologier. Analysen er således ikke baseret på specifikke målinger, som afspejler en specifik situation, men baseret på generiske data. Der er dog, så vidt muligt, taget udgangspunkt i eksisterende danske anlæg til behandling af haveaffald eller andet affald. Der er også brugt data fra udlandet.

Fremtidige anlæg vil variere i størrelse og funktion, og det må derfor forventes, at klimaprofilen vil variere i større eller mindre grad fra de mere generiske beregninger i denne rapport. Det må forventes, at der er forskel på klimaprofilen for to specifikke anlægstyper af samme teknologi. Det må desuden forventes, at et specifikt fremtidigt anlæg vil afvige fra klimaprofilerne udarbejdet i denne analyse, da to anlæg ikke er ens. Det må dog antages, at klimaprofilerne ligger i samme størrelsesorden, når det gælder behandlingsanlæg af samme type. Data kan derfor bruges til at give en indikation af klimaprofilen af de undersøgte anlægstyper.

De primære datakilder er informationer indhentet direkte fra en række virksomheder og anlæg, der behandler haveaffald, eller på anden måde er relevante for analysen. Yderligere er der benyttet en række relevant litteratur, samt baggrundsdata fra *ecoinvent* og *EASETECH*. Data brugt i analysen er så tidsmæssig og geografisk repræsentativt for scenarierne som muligt, med den data der var tilgængelig.

Det er vurderet, at LCA'en er repræsentativ fra 2022 og frem til omkring 2030. Dette forudsætter, at de benyttede energifremskrivninger holder stik, da disse betyder meget for resultaterne. Desuden forudsætter det, at der ikke sker væsentlige teknologiske ændringer af de undersøgte teknologier.

## 9.1 Behandlingsscenarier og systemafgrænsninger

De forskellige behandlingsscenarier for haveaffald inkluderet i LCA'en er, sammen med systemafgrænsningen, vist og beskrevet kort i det følgende. Fælles for samtlige scenarier er, at haveaffaldet indsamles og/eller transporteres til genbrugspladser/komposteringsanlæg rundt omkring i landet, og derfra sendes videre til de respektive behandlinger. Alle scenarier starter med at haveaffaldet leveres til haveaffaldsanlægget og systemet inkluderer alle processer til og med brug/afskaffelse af de producerede produkter/biprodukter/energi.

Behandlingsscenarierne præsenteret i de nedenstående afsnit er et miks af en eller flere af følgende behandlingsteknologier:

- Direkte udspredning af finstof
- Åben milekompostering
- Reaktorkompostering
- Pyrolyse
- Kombineret anaerob og aerob nedbrydning (semi-dry (SD) og plug-flow (PF))
- Forbrænding

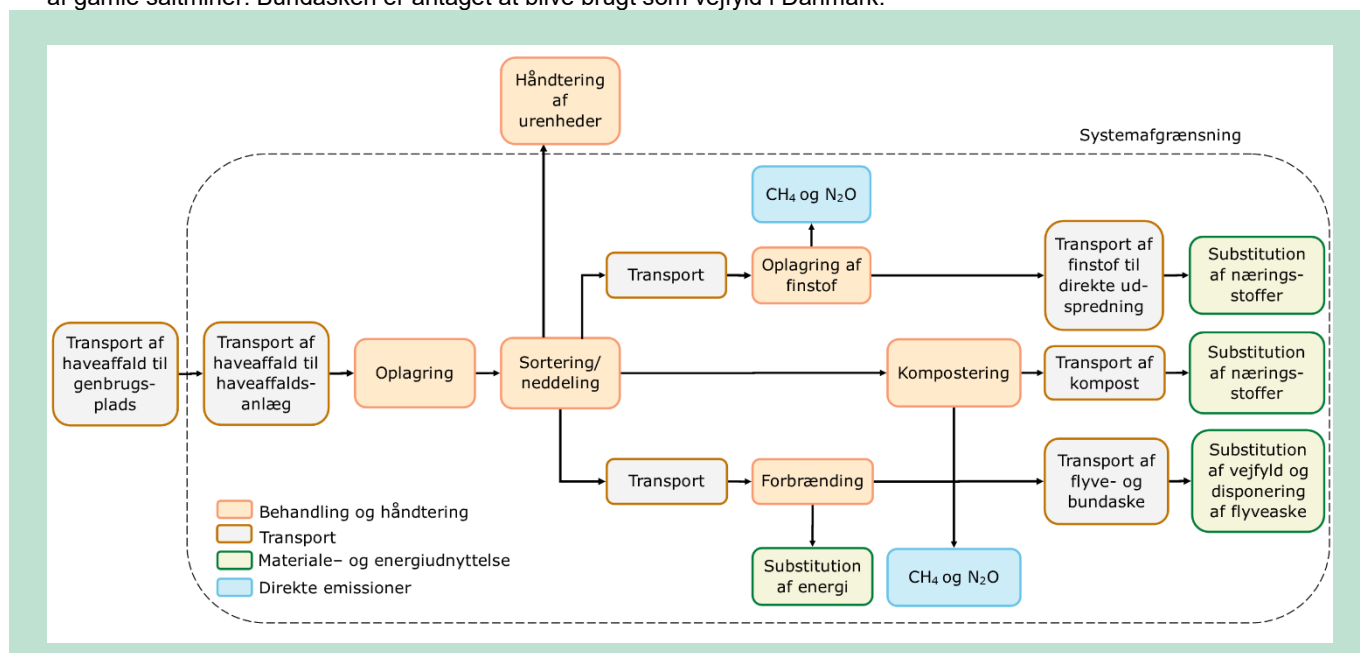
### 9.1.1 Nuværende praksis (NP)

Ved den nuværende praksis behandles haveaffaldet ved tre forskellige behandlingsmetoder: direkte udspredning, forbrænding og kompostering. Afsnit 8.1.1 viser vægtfordelingen af haveaffald mellem behandlingsmetoderne. Scenariet er opstillet på baggrund af data fra Arbejds-pakke 1, og derved baseret på situationen i 2020.

Systemafgrænsningen til LCA-modellen for den nuværende praksis kan ses af FIGUR 13, hvor behandlings- og håndteringsprocesser, transport og udnyttelse af producerede produkter fremgår. Den nuværende praksis består af tre overordnede behandlingsprocesser: direkte udspredning af finstof på marker, kompostering og forbrænding.

Systemet starter ved genbrugspladsen, hvor affaldet indsamles. Dette er ikke inkluderet i modellen, under forudsætningen af at indsamling og transport til haveaffaldsanlægget er identisk for alle behandlingsscenarierne. På genbrugspladsen oplagres affaldet inden det sorteres, neddeles og oplagres igen, før det går videre til en af de tre behandlingstyper. Det affald der går til direkte udspredning på marker transporteres til den pågældende mark og nedmuldes i jorden. Det affald der komposteres, er antaget at blive komposteret på det haveaffaldsanlæg

hvor det er modtaget. Der er derfor ikke inkluderet yderligere transport i denne proces. Den færdige kompost transporteres til landbruget eller hentes af borgere til brug i haver eller på landbrugsjord. Det er hermed antaget, at der sker en substitution af kunstgødning ved brug af komposten. Transport og brug af kompost er inkluderet i modellen. Den grove del af haveaffaldet (biomassen) transporteres til nærmeste forbrændings- eller biobrændselsanlæg. Her afbrændes affaldet, og det er antaget, at der her sker energiudnyttelse i form af fjernvarme- og elektricitetsproduktion. Det er antaget, at flyveaske køres til Tyskland og bruges til opfyldning af gamle saltminer. Bundasken er antaget at blive brugt som vejfyld i Danmark.



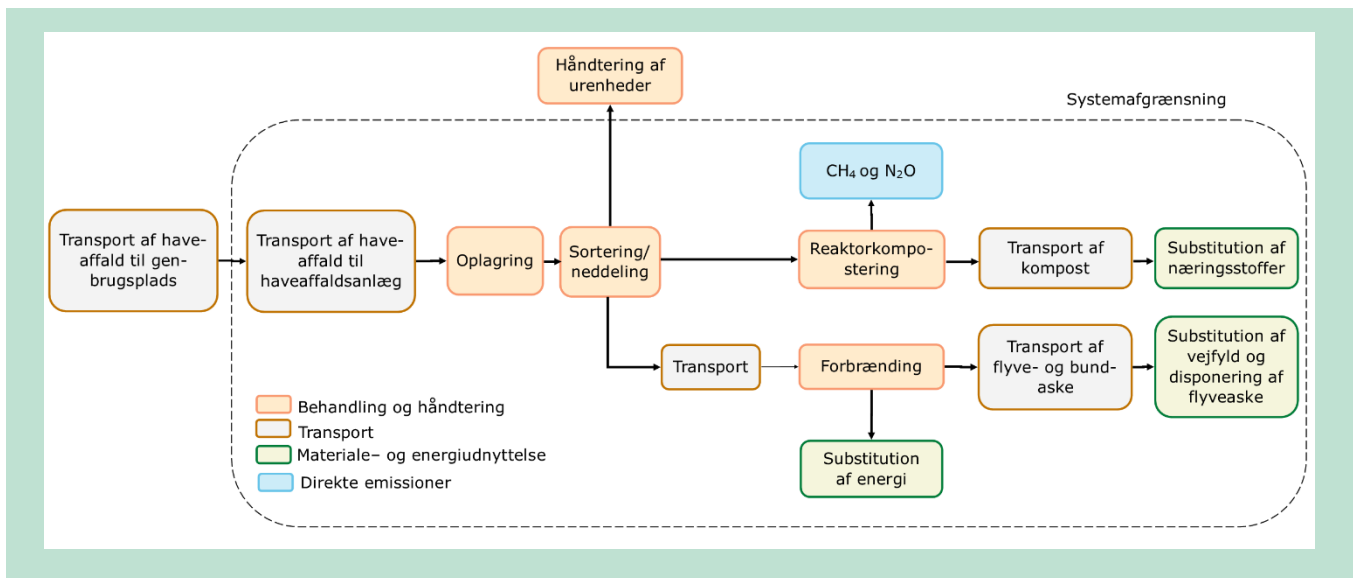
**FIGUR 13.** Systemafgrænsning til LCA-modellen til håndtering af haveaffald ved den nuværende praksis hvor haveaffaldet behandles ved tre forskellige teknologier; Direkte udspredning af finstof, kompostering af finstof og forbrænding af biomasse. Systemafgrænsningen viser hvilke processer der er inkluderet i analysen og hvilke der er ekskluderet.

### 9.1.2 Reaktorkompostering (RK)

Ved reaktorkompostering er det antaget at haveaffaldet behandles ved to forskellige behandlingsmetoder: biomasseandelen behandles ved forbrænding og finstoffet komposteres. Afsnit 8.1.2 viser fordelingen af haveaffald mellem behandlingsmetoderne.

Systemafgrænsningen til LCA-modellen for en alternativ praksis for behandling af haveaffald i form af reaktorkompostering kan ses af FIGUR 14. I figuren fremgår behandlings- og håndteringsprocesser, transport og udnyttelse af producerede produkter.

Systemet er, overordnet set, magen til scenariet for den nuværende praksis. Dog er det antaget, at hele finstoffdelen komposteres ved reaktorkompostering. Derved sker der ingen direkte udspredning af finstof i dette scenarie. Reaktorkompostering adskiller sig fra den nuværende komposteringspraksis ved at være kapslet inde. Komposteringen foregår i lukkede moduler (eksempelvis containermoduler), under kraftig beluftning. Dette betyder bl.a. en kortere komposteringstid og en lavere produktion af drivhusgasser. Det færdigkomposterede materiale er antaget at blive benyttet på samme måde som ved den nuværende praksis, altså med substitution af kunstgødning. Som ved den nuværende praksis, er det antaget, at biomassen afbrændes på nærmeste forbrændings- eller biobrændselsanlæg med energiudnyttelse. Ligeledes behandles affaldsprodukter fra forbrændingsprocessen på samme vis som ved den nuværende praksis.



**FIGUR 14.** Systemafgrænsning for LCA-modellen til håndtering af haveaffald ved reaktorkompostering hvor haveaffaldet behandles ved to forskellige teknologier; indkapslet og ventileret kompostering af finstof, samt forbrænding af biomasse. Systemafgrænsningen viser hvilke processer der er inkluderet i analysen og hvilke der er ekskluderet.

### 9.1.3 Kombineret anaerob og aerob nedbrydning – (AD-PF og AD-SD)

Der er opstillet to behandlingsscenarier for kombineret anaerob og aerob nedbrydning, hvor Der er opstillet to behandlingsscenarier for kombineret anaerob og aerob nedbrydning, hvor behandlingen foregår på to forskellige måder. Et scenarie for en semi-dry (SD) teknologi, og et scenarie for en plug-flow (PF) teknologi. Overordnet set, er AD-SD teknologien en proces, der foregår i et system bestående af to moduler. I det første modul opbevares den faste del af haveaffaldet. Her bliver det vandet og derigennem starter nedbrydningen uden tilstedeværelse af ilt. Vandet herfra opsamles i det andet modul, hvor det fermenteres, og der dannes biogas, som opsamles. Dette er en cirkulær proces, der gentages, indtil biogassen er udvundet. Dernæst færdignedbrydes haveaffaldet i det første modul under ventilation, og derved med tilførsel af ilt. Ved AD-PF teknologien indføres haveaffaldet i en reaktor, hvori det langsomt omrøres, mens det opvarmes og tilføres vand. Denne proces foregår ligeledes uden tilstedeværelse af ilt, og biogassen opsamles løbende. Efterfølgende opdeles restproduktet i en fast og en flydende fraktion. Den faste fraktion færdigbehandles til et kompostprodukt i et komposterskammer med tilførsel af ilt. Der kan findes en mere detaljeret forklaring af de to teknologier i Arbejdspakke 3.

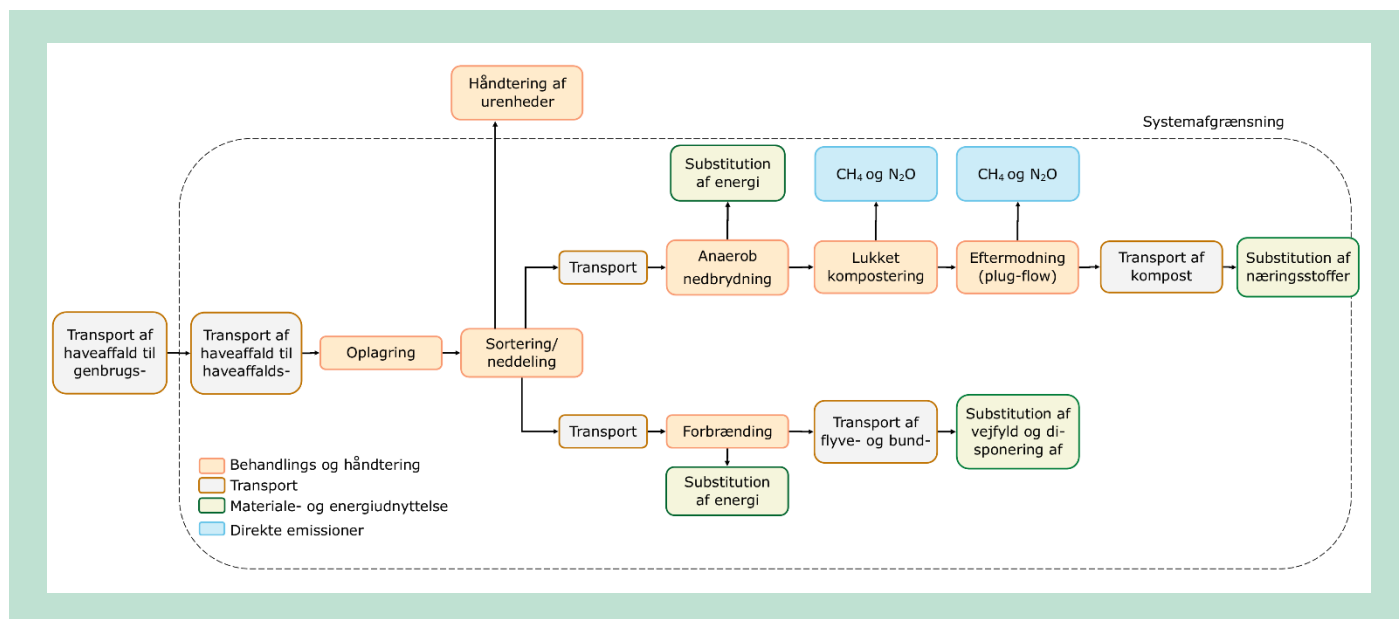
I det følgende er de beskrevet fælles, da de fleste antagelser er ens for de to scenarier.

Ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning (SD og PF) er det antaget, at haveaffaldet behandles ved to forskellige behandlingsmetoder; forbrænding (biomasseandelen) og kombineret anaerob og aerob nedbrydning (finstofandelen), se Afsnit 8.1.3. Denne antagelse er lavet på baggrund af hvordan biomassedelen håndteres i dag, undersøgt i Arbejdspakke 1, samt at hele finstoffdelen egner sig til behandling ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning.

Systemafgrænsningen til LCA-modellen for semi-dry og plug-flow anaerob og aerob nedbrydning kan ses af FIGUR 15, hvor behandlings- og håndteringsprocesser, transport og udnyttelse af producerede produkter fremgår.

Scenariet består af tre overordnede behandlingsprocesser: anaerob nedbrydning, lukket kompostering (aerob nedbrydning) og forbrænding. Systemet starter ved genbrugspladsen, hvorefter haveaffaldet behandles som beskrevet i de forrige behandlingsafsnit, før det går videre til

enten kombineret anaerob og aerob nedbrydning eller forbrænding. Den del af affaldet der går til kombineret anaerob og aerob nedbrydning behandles i et procesmodul kombineret med en gasreaktor. I denne proces produceres biogas. Biogassen antages at substituere naturgas. Det organiske materiale (digestat) som er tilbage efter at gassen er udvundet, komposteres nu i et lukket modul med aktiv beluftning. Komposteringen sker på det biogasanlæg det er modtaget på, og derfor er der ikke inkluderet yderligere transport i denne proces. For plug-flow teknologien er det antaget, at komposten færdigmodnes i åbne miler. For semi-dry teknologien er der ikke antaget en eftermodning. Den færdige kompost transporteres til landbruget eller hentes af borgere til hhv. brug på landbrugsjord eller i haver. Den grove del af haveaffaldet (biomassen) transporteres til nærmeste forbrændings- eller biobrændselsanlæg, hvor det behandles/udnyttes som beskrevet i Afsnit 9.1.1. Også afskaffelse af restprodukter fra forbrænding antages at være magen til ved den nuværende praksis beskrevet i Afsnit 9.1.1.

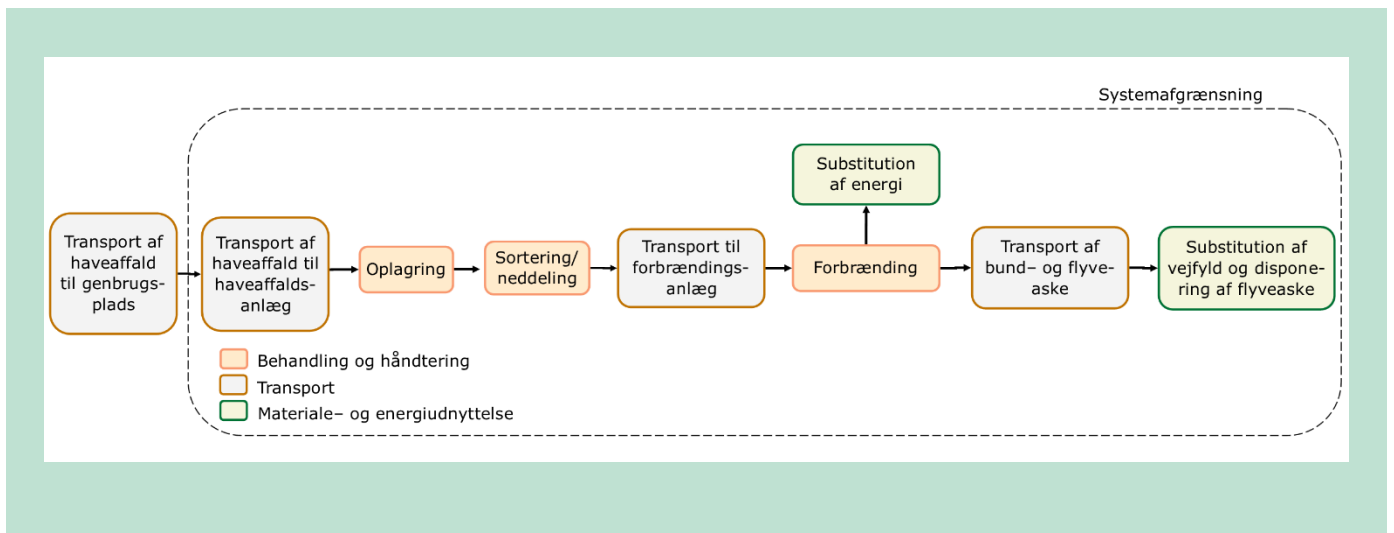


**FIGUR 15.** Systemafgrænsning til LCA-modellen til håndtering af haveaffald ved semi-dry og plug-flow kombineret anaerob og aerob nedbrydning hvor haveaffaldet behandles ved to forskellige teknologier; kombineret anaerob og aerob nedbrydning af finstof, samt forbrænding af biomasse. Systemafgrænsningen viser hvilke processer der er inkluderet i analysen og hvilke der er ekskluderet.

#### 9.1.4 Forbrændingsscenariet (F)

Ved forbrændingsscenariet er det antaget, at alt haveaffaldet behandles ved forbrænding.

Systemafgrænsningen til LCA-modellen for forbrændingsscenariet af haveaffald, fremgår af FIGUR 16, hvor behandlings- og håndteringsprocesser, transport og udnyttelse af producere produkter fremgår. Ved forbrændingsscenariet antages det, at alt det affald der modtages på haveaffaldsanlægget/genbrugspladsen, bliver forbrændt. Fra genbrugspladsen transporteres haveaffaldet til det nærmeste forbrændingsanlæg. Her forbrændes affaldet og det er antaget, at der produceres fjernvarme og elektricitet som derved medfører en substitution af energi. Det er antaget, at flyveaske fra forbrændingsprocessen bliver erstatning for grus i tyske saltminer. Bundasken er antaget at blive brugt som erstatning af vejfyld i Danmark.



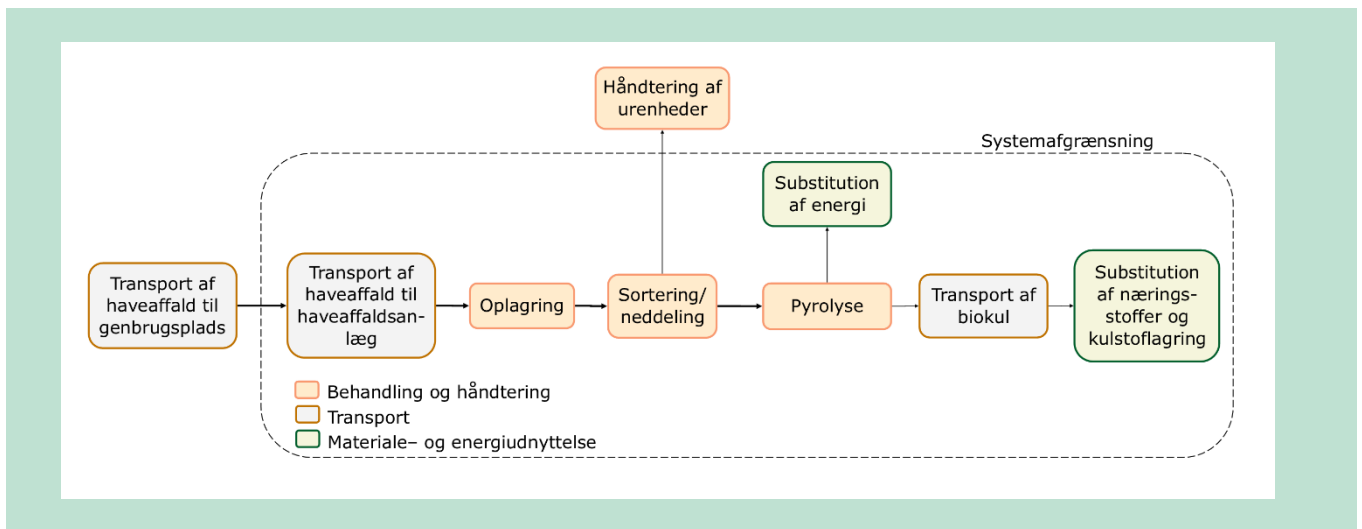
**FIGUR 16.** Systemafgrænsning til LCA-modellen for håndtering af haveaffald ved forbrændingsscenariet, hvor alt haveaffaldet behandles ved forbrænding af biomasse. Systemafgrænsningen viser hvilke processer der er inkluderet i analysen og hvilke der er ekskluderet.

### 9.1.5 Pyrolyse (P)

I pyrolysescenariet er det antaget, at alt haveaffaldet behandles ved pyrolyse.

Systemafgrænsningen til LCA-modellen for behandling af haveaffald ved pyrolyse kan ses af FIGUR 17, hvor behandlings- og håndterings processer, transport og udnyttelse af producerede produkter fremgår.

Systemet starter ligeledes ved genbrugspladsen, hvor affaldet er blevet indsamlet. På pyrolyseanlægget oplagres affaldet inden det sorteres, neddeles og oplagres igen til evt. tørring, før det går videre til behandling. Ved pyrolyse bliver haveaffaldet behandlet i et pyrolysekammer ved høje temperaturer. Det antages, at alt det affald der behandles ved pyrolyse, bliver behandlet på det pyrolyseanlæg, hvor det er modtaget og der derfor ingen yderligere transport er. Fra pyrolyseprocessen bliver der produceret pyrolysegas og biokul. Gassen afbrændes for at producere varme, og derved sker der her en substitution af varme fra primær varmeproduktion. Biokullet transporteres til landbruget og nedmuldes i landbrugsjorden, med substitution af næringsstoffer. Desuden sker der her en betydelig lagring af kulstof i jorden.

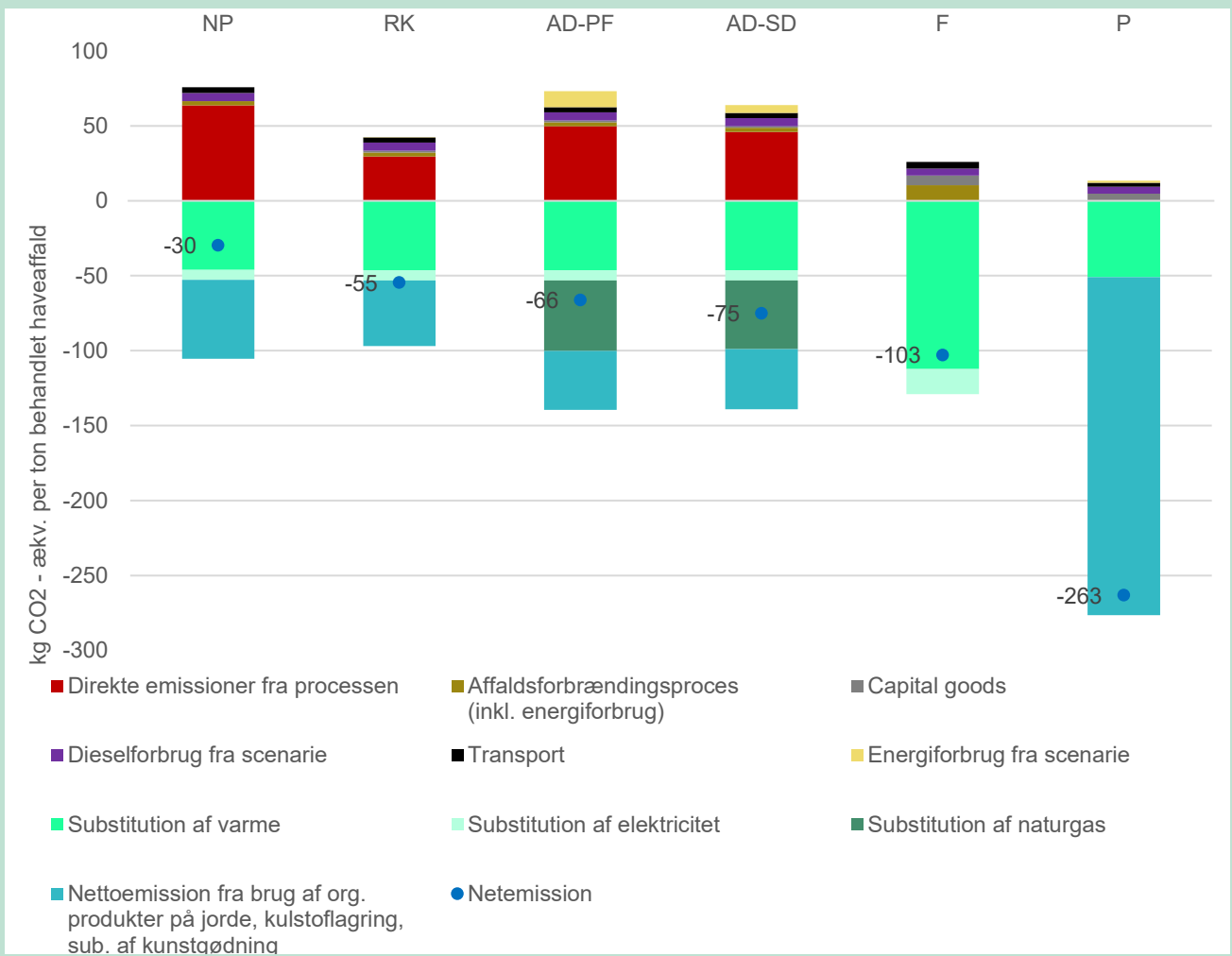


**FIGUR 17.** Systemafgrænsning til LCA-modellen for håndtering af haveaffald ved pyrolyse, hvor haveaffaldet behandles ved teknologien pyrolyse. Systemafgrænsningen viser hvilke processer der er inkluderet i analysen og hvilke der er ekskluderet.

## 9.2 Resultater af klimascreeningen

I følgende afsnit præsenteres og diskuteres de primære resultater fra screeningen af klimaefekter i et 100 års perspektiv. Det skal understreges, at resultaterne er baseret på en screening, som repræsenterer en gennemsnitsbetragtning af de respektive scenarier med tilhørende forudsætninger. Resultaterne er i et senere afsnit diskuteret i forhold til en række følsomhedsanalyser. Følsomhedsanalyserne er delt i to: 1) sensitivitetsanalyser og 2) scenarieanalyser.

Hovedresultater fra de seks behandlingsscenarier er vist i FIGUR 18 (Se "*Bilagsrapport – Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald. Afrapportering af klimaberegninger – Bilag 1*" for eksakte tal). De seks scenarier er vist opdelt i en række aktiviteter. Den blå linje viser summen af udledningerne. Positive værdier i grafen afspejler CO<sub>2</sub>-ækv. udledninger som eksempelvis direkte emissioner fra processen. Negative værdier afspejler CO<sub>2</sub>-ækv. besparelser fra eksempelvis substitution af energi og kunstgødning, samt kulstoflagring i jorden.



**FIGUR 18.** Resultater fra klimascreening af de seks scenarier i et 100 års perspektiv for behandling af et ton haveaffald. Positive værdier i grafen afspejler CO<sub>2</sub>-ækv. udledninger fra processen som eksempelvis direkte emissioner fra processen. Negative værdier afspejler CO<sub>2</sub>-ækv. besparelser fra substitution af energi og kunstgødning, samt kulstoflagring i jorden. Den blå graf viser summen af de positive og negative udledninger. NP = Nuværende Praksis, RK = Reaktorkompostering, AD-PF = Kombineret anaerob og aerob nedbrydning, plug-flow, AD-SD = Kombineret anaerob og aerob nedbrydning, semi-dry, F = Forbrændingsscenariet, P = Pyrolyse.

Samtlige scenarier er forbundet med både CO<sub>2</sub>-ækv. udledninger (positive værdier i figuren) og CO<sub>2</sub>-ækv. besparelser (negative værdier i figuren) som samlet summerer op til en net besparelse af drivhusgasser fra hvert behandlingsscenarie. Besparelsen varierer i størrelse og er mindst for den nuværende praksis (NP) og størst for pyrolyse (P). Reaktorkomposteringsscenariet (RK) har en ca. 80 % større netto besparelse af drivhusgasser end den nuværende praksis, og er det scenarie med den næstmindste netto-besparelse. De to scenarier for kombineret anaerob og aerob nedbrydning (AD-PF og AD-SD) har en netto besparelse der er henholdsvis ca. 120 % og 150 % større end ved den nuværende praksis. Forbrændingsscenariet (F) er forbundet med den næststørste besparelse af drivhusgasser og netto besparelserne er samlet set ca. 240 % større end ved den nuværende praksis. Netto besparelsen ved Pyrolyse-scenariet (P) er ca. 775 % større end ved den nuværende praksis.



For alle scenarierne er der en mindre udledning af drivhusgasser relateret til capital goods, dieselforbrug, transport og energiforbrug. Desuden er der for alle scenarierne med forbrænding (alle på nær P scenariet) en mindre emission fra selve affaldsforbrændingsprocessen (inkl. energiforbrug).

Scenarierne NP, RK, AD-PF og AD-SD er forbundet med de samlede største positive emissioner (udledninger). Disse er hovedsageligt relateret til direkte emissioner fra behandlingsprocesserne. For NP er disse relateret til en direkte emission af metan og lattergas fra oplagring af finstof, samt fra selve komposteringsprocessen, hvor 21% kommer fra kompostering og 79 % fra oplagring af finstof. Den største andel af emissionen kommer altså fra oplagring af finstof. Dette skyldes, at mængden af finstof til direkte udspredning (efter en oplagingsperiode) er tre gange så stor som mængden af haveaffald komposteret. For RK er de direkte emissioner relateret til metan- og lattergasemission fra processen hovedsageligt relateret til emissioner gennem biofiltret. I AD-PF-scenariet kommer den direkte emission hovedsageligt fra metan og lattergas fra selve processen, inkl. lækage af metan fra anlægget. Derudover er der en mindre emission forbundet med eftermodning af komposten. Ved AD-SD-scenariet er de direkte emissioner hovedsageligt forbundet med emissioner fra selve nedbrydningsprocessen. Derudover er der en mindre emission relateret til lækage af metan.

For F scenariet er besparelsen af drivhusgasser udelukkende relateret til substitution af energi til elektricitet og varme. For de resterende scenarier er besparelse af drivhusgasser dels relateret til substitution af energi. For NP, RK, AD-PF og AD-SD er substitution af energi helt (NP og RK) eller delvist (AD-PF og AD-SD) relateret til forbrænding af biomasse. Afbrænding af biomasse står for den største net besparelse for både NP-, RK-, AD-PF- og AD-SD-scenarierne. For AD-PF og AD-SD skyldes knap halvdelen af besparelserne ved substitution af energi, energiudnyttelse ved afbrænding af biomasse. Den resterende halvdel kommer fra substitution af naturgas fra opgraderet biogas.

Derudover er der, for alle scenarier, hvor der produceres kompost eller biokul, drivhusgasbesparelser relateret til substitution af kunstgødning. Yderligere er der et kulstoflagringspotentiale for disse behandlingsscenarier. Dette er langt større for biokul end for kompost. "*Netto-emission fra brug af org. produkter på jorde, kulstoflagring, sub. af kunstgød.*" (se FIGUR 18) i P scenariet er næsten udelukkende relateret til kulstoflagring. I scenarierne hvor der produceres kompostprodukter, udgør kulstoflagringen kun en mindre andel af denne kategori.

P og F scenarierne er de to scenarier med de største netto besparelser i nævnte rækkefølge. Dette skyldes til dels, at disse to scenarier er forbundet med den laveste udledning af drivhusgasser, da der ikke er nogen direkte emissioner forbundet med behandlingsprocesserne. Desuden er disse to scenarier forbundet med de største netto-besparelser af drivhusgasser fra henholdsvis kulstoflagring og substitution af energi.

### 9.2.1 Sammenfatning af sensitivitets- og scenarieanalyser

Der blev i analysen foretaget sensitivitetsanalyser på de mest bidragende inputparametre, for at undersøge hvilke parametre som modellen er mest sensitiv overfor en ændring af. Derved belyses hvilke parametre som har størst indflydelse på behandlingsscenariernes klimaprofil. Dette er relevant, da flere af parametrene er forbundet med en vis usikkerhed og vil afhænge af faktorer som ikke er til at forudsige. For alle inputparametre, der bidrager positivt eller negativt med mere end 1 % af de samlede drivhusgasser for hvert scenarie, blev der foretaget en sensitivitetsanalyse.

Sensitivitetsanalyserne viste, at de mest sensitive parametre relaterer sig til følgende:

- Indholdet af kulstof og energi i inputmaterialet,
- direkte emissioner fra behandlingen,

- gasudbytte,
- kulstoflagring,
- effekter ved brug af kompost og biokul på landbrugsjord (herunder direkte emissioner samt substitution af næringsstoffer) og
- energieffektivitet ved affaldsforbrænding.

På baggrund af de mest sensitive og usikre parametre, samt på baggrund af en række udvalgte forudsætninger, som ligger til grund for modellen, er der opstillet en række scenarieanalyser. Dette for at undersøge hvad det betyder for resultaterne, hvis en række parametre ændres. Der er opstillet scenarieanalyser for følgende:

- Indhold af kulstof og energi i haveaffald,
- den marginale energi med et fossilt baseret og et vedvarende baseret energimiks,
- intet dieselforbrug til forbehandling og sortering af haveaffald og kompost,
- direkte emissioner fra behandlingsteknologierne,
- metanlækager og gasudbytte fra kombineret anaerob og aerob nedbrydning,
- kulstoflagring i og mængden af kulstof som ender i biokul,
- medtaget øget udbytte af afgrøder ved pyrolyse,
- frasortering af jord og sten inden indførelse i pyrolysen,
- ændret effektivitet (strøm- og varmeproduktion) ved forbrænding af haveaffald,
- ændring af sammensætningen på inputmaterialet til forskellige behandlinger,
- ændring af den totale mængde haveaffald til forbrænding, og
- behandling af biomasse ved pyrolyse (her er det undersøgt, hvad det betyder for resultaterne at behandle biomassen ved pyrolyse frem for ved affaldsforbrænding, som det er tilfældet i dag).

Den generelle tendens fra de udførte scenarieanalyser viser, at der skal meget til, før de opstillede behandlingsscenarier skifter placering i forhold til hinanden med hensyn til deres klimaprofil. Der skal altså en relativ stor ændring af inputparametrene til, før de overordnede konklusioner ændrer sig, og for samtlige opstillede scenarieanalyser gælder det, at pyrolyse er det behandlingsscenarie med de største netto besparelser.

En ændring af følgende parametre betyder forholdsvis lidt for resultaterne og ikke noget for de overordnede konklusioner: intet dieselforbrug til forbehandling og sortering af haveaffald og kompost, metanlækager og gasudbytte fra kombineret anaerob og aerob nedbrydning, medtaget øget udbytte af afgrøder ved pyrolyse, frasortering af jord og sten inden indførelse i pyrolysen, ændret effektivitet (strøm- og varmeproduktion) ved forbrænding af haveaffald, ændring af sammensætningen på inputmaterialet til forskellige behandlinger, ændring af den totale mængde haveaffald til forbrænding, og

I det følgende er parametre som betyder meget for størrelsen af resultaterne men stadig mindre for de overordnede konklusioner, præsenteret.

### 9.2.2 Kulstof og energiindhold

Ved et henholdsvis 30 % højere og lavere indhold af karbon og energi, ændres størrelsen af resultaterne sig betydeligt. De samlede besparelser af drivhusgasser stiger kraftigt for samtlige behandlingsscenarier ved et øget kulstof- og energiindhold, og falder ved et lavere indhold. Størrelsesordenen af ændringen er forskellige mellem behandlingsscenarierne, men det ændrer ikke på de overordnede konklusioner. Falder indholdet af energi og kulstof betydeligt, påvirkes især de scenarier, som er afhængige af substitution af energi. De samlede besparelser falder derfor mest for forbrændingsscenariet ved et lavere energi- og karbonindhold, hvilket betyder at scenariet ender på et lige sammenligneligt med NP, RK, AD-SD, og AD-PF, som den teknologi med de tredjestørste besparelser.

### 9.2.3 Energiscenarier

Ved et fossilt energimiks stiger de samlede besparelser for samtlige scenarier. Forbrændings-scenariet får de største netto besparelser af drivhusgasser, som bliver betydeligt højere end for de resterende scenarier. De overordnede konklusioner ændrer sig ikke mellem de resterende behandlingsscenarier. Ved et fremtidigt energimiks, baseret udelukkende på vedvarende energi, falder de samlede besparelser af drivhusgasser for alle scenarier. Forbrændingsscenariet viser det største fald, fordi samtlige negative emissioner skyldes substitution af energi for dette behandlingsscenarie. Pyrolyse er stadig det behandlingsscenarie som kommer bedst ud, ved et energimiks baseret udelukkende på vedvarende energikilder. Konklusionen fra energiscenarierne er, at en ændring i marginalen til at være baseret på mere vedvarende energi i fremtiden, vil gøre det mindre fordelagtigt at forbrænde haveaffaldet, og at det stadig vil være mest attraktivt at pyrolysere haveaffaldet ud fra et klimaperspektiv.

### 9.2.4 Direkte emissioner (inkl. metanlækage fra anaerob nedbrydning)

En ændring i de direkte udledninger fra behandlingsscenarierne kan potentielt ændre udfaldet af NP, RK, AD-SD, og AD-PF scenariers placering ift. hinanden i højere eller mindre grad, alt efter størrelsen på variationen i de direkte emissioner, i forhold til referenceberegningerne. Dette skyldes, at en stor del af de positive udledninger kommer fra de direkte emissioner. Uanset hvor små de direkte emissioner bliver fra NP, RK, AD-SD, og AD-PF, vil det dog ikke ændre på den overordnede konklusion, nemlig at pyrolysescenariet er det scenarie med de højeste besparelser af drivhusgasser.

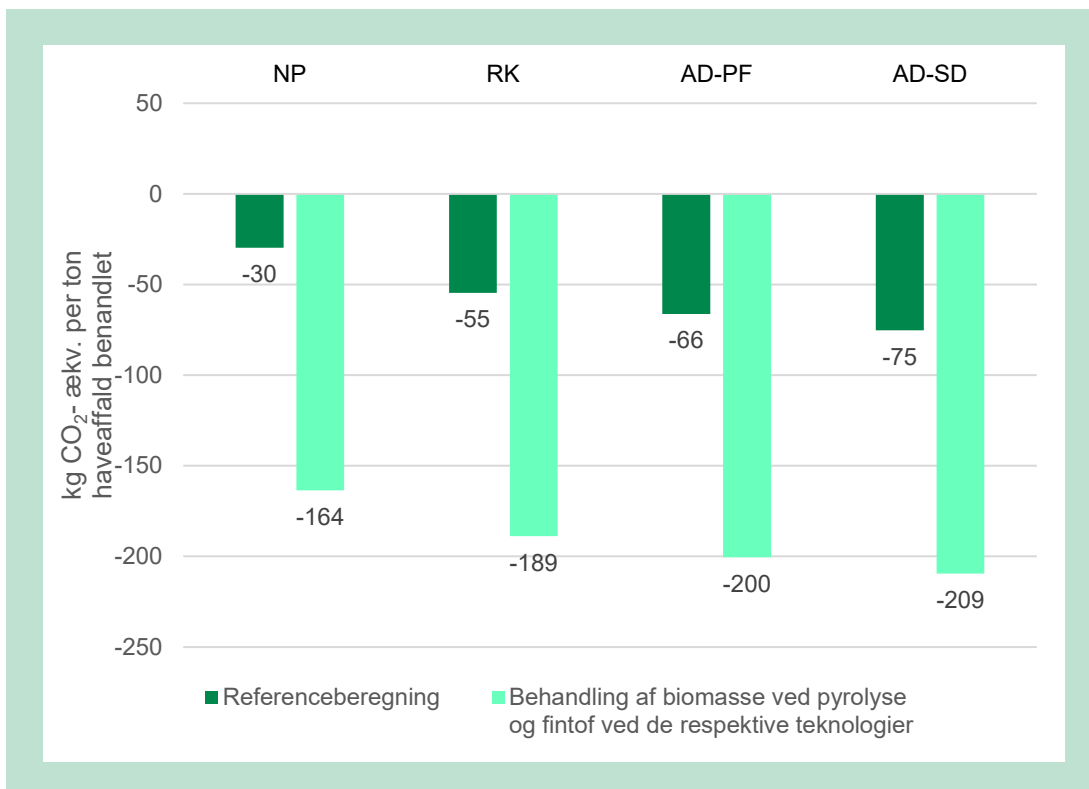
### 9.2.5 Kulstoflagring i og mængden af kulstof som ender i biokul,

Kulstoflagringen i biokullet er den vigtigste parameter for pyrolysescenariet. Er karbonlagringspotentialet eller mængden af kulstof som ender i biokullet lavere, end hvad der er antaget i referenceberegningerne, vil nettobesparelserne falde tilsvarende. Resultaterne fra de opstillede scenarieanalyser viser dog, at disse to parametre skal være betydeligt meget lavere, end hvad der er antaget i referenceberegningerne, før det påvirker pyrolysesceniets placering ift. de andre behandlingsscenarier. Da både kulstoflagringspotentialet og mængden af kulstof som ender i biokullet ikke er behæftet med særlig stor usikkerhed, er det derfor ikke sandsynligt, at pyrolysescenariet vil ende i et leje nær de andre teknologier. På baggrund af de opstillede scenarieanalyser for pyrolyse, vurderes det derfor at pyrolysescenariet med stor sikkerhed, vil være forbundet med de største besparelser af drivhusgasser.

### 9.2.6 Pyrolyse af biomasse scenarie

Pyrolyse kommer ud som den teknologi med den største netto besparelse af drivhusgasser, og er særligt egnet til den del af haveaffaldet, som består af træ og grene (biomasse-delen). Derfor er der opstillet scenarieanalyser for de behandlingsscenarier, hvor biomassedelen sorteres fra til anden behandling. Det er i referenceberegningerne antaget, at biomassen behandles ved forbrænding. Dette er antaget, da det er tilfældet i dag. Et alternativ til forbrænding af biomasse er at behandle denne del ved pyrolyse. I det følgende er der præsenteret resultater for betydningen af at behandle biomasse ved pyrolyse frem for affaldsforbrænding. I referenceberegningerne behandles biomasse ved forbrænding for NP-, RK-, AD-PF- og AD-SD-scenarierne. Disse scenarier indgår derfor i den opstillede scenarieanalyse.

Af FIGUR 19 er resultaterne fra de opstillede scenarieanalyser, hvor biomasseandelen af haveaffaldet (ca. 25 %) er antaget at blive behandlet ved pyrolyse frem for affaldsforbrænding.



**FIGUR 19.** Resultater fra scenarieanalyse hvor det er antaget at biomassedelen af haveaffaldet behandles ved pyrolyse frem for forbrænding, som det er antaget i referenceberegningerne. NP = Nuværende Praksis, RK = Reaktorkompostering, AD-PF = Kombineret anaerob og aerob nedbrydning, plug-flow, AD-SD = Kombineret anaerob og aerob nedbrydning, semi-dry.

Af figuren fremgår det, at det har stor betydning for besparelsen af drivhusgasser om biomassen behandles ved pyrolyse frem for forbrænding. For NP bliver netto besparelserne af drivhusgasser 4,5 gange større hvis biomassen afbrændes, for RK bliver besparelserne knap 2,5 gange større, for AD-SD to gange større, og for AD-PF 1,8 gange større.

Ved pyrolyse af biomasse, ender alle scenarierne med en større netto besparelse af drivhusgasser end F-scenariet, som bliver det scenarie med de laveste netto besparelser af drivhusgasser. Dog er pyrolysescenariet, hvor alt haveaffaldet pyrolyseret, stadig det scenarie der er forbundet med de største netto besparelser af drivhusgasser (ca. 25 % større end de scenarier med de næststørste besparelser – AD-SD). For de resterende behandlingsscenarier er rækkefølgen fra scenariet med de laveste til de højeste netto besparelser uændret sammenlignet med referenceberegningerne. Dog bliver de samlede besparelser så høje for alle scenarierne, på nær F-scenariet, at forskellene mellem de enkelte scenarier bliver forholdsmeæssigt mindre. Behandles biomassen ved pyrolyse, er det ud fra et klimaperspektiv dermed mindre relevant om finstoffet behandles ved den NP, RK, AD-PF, eller AD-SD. Behandlingen af biomassen har altså større betydning for resultaterne end hvilken teknologi der vælges til behandling af finstoffet.

At nettobesparelserne stiger i den grad de gør ved blot at behandle biomassedelen ved pyrolyse, skyldes at størstedelen af kulstoffet er i biomassedelen på trods af, at biomassen kun udgøre omkring 24 % af den samlede masse af haveaffaldet.

## 9.3 Konklusion af klimaberegninger

Samtlige behandlingsscenarier er forbundet med både CO<sub>2</sub>-ækv. udledninger og CO<sub>2</sub>-ækv. besparelser som samlet summerer op til en nettobesparelse af drivhusgasser fra hvert behandlingsscenarie. Besparelsen varierer i størrelse og er mindst for den nuværende praksis (NP) som har en besparelse på 30 kg CO<sub>2</sub> ækv. per ton haveaffald behandlet, og størst for pyrolyse (P), hvor besparelsen ligger på 263 kg CO<sub>2</sub> ækv. per ton haveaffald behandlet. Reaktor-komposteringsscenariet (RK) er forbundet med en besparelse på 55 kg CO<sub>2</sub> ækv. per ton haveaffald behandlet, og er altså det scenarie med den næstmindste nettobesparelse. De to scenarier for kombineret anaerob og aerob nedbrydning (AD-PF og AD-SD) har en netto besparelse på henholdsvis 60 og 75 kg CO<sub>2</sub> ækv. per ton haveaffald behandlet. Forbrændingsscenariet (F) er forbundet med den næststørste besparelse af drivhusgasser og netto besparelserne er samlet set 103 kg CO<sub>2</sub> ækv. per ton haveaffald behandlet.

Generelt gælder det, at realistiske ændringer af de undersøgte parametre ikke medfører forandringer i resultaterne, der ændrer på det overordnede billede af analysen. Pyrolysescenariet vil, i alle tilfælde, have en markant bedre klimaprofil end de resterende scenarier, mens den nuværende praksis altid resulterer i de højeste netto emissioner. Det kan ikke udelukkes at en ændring i flere eller samtlige af de undersøgte parametre på samme tid, vil medføre betydelige ændringer i analysens resultater. På baggrund af de opstillede scenarieanalyser, vurderes det, at resultaterne er relativt robuste, og derved at pyrolysescenariet med stor sandsynlighed vil være forbundet med de største netto besparelser af drivhusgasser i et leje langt højere end hvad der er tilfældet for de resterende behandlingsscenarier.

Forskellene i resultatet mellem NP-, RK-, AD-PF-, AD-SD- og til dels F-scenariet er mindre. Det er derfor mere sandsynligt, at en ændring i forudsætningerne vil betyde, at forskellene mellem disse bliver mindre, eller kan skifte rangering ift. hinanden med hensyn til deres klimaprofiler.

En interessant pointe fra analysen er, at nettobesparelserne af drivhusgasser vil kunne reduceres kraftigt, ved blot at behandle biomassedelen af haveaffaldet ved pyrolyse. Hvilken behandlingsform finstoffet så behandles ved, bliver af mindre betydning. Dog vil der stadig ses en betydelig forøgelse (mindst 25 %) af de samlede besparelser af drivhusgasser, hvis alt haveaffaldet behandles ved pyrolyse. Finstoffdelen af haveaffaldet indeholder den største andel af næringsstoffer som N, P, og K. En fordel ved at behandle finstoffdelen ved en af de teknologier der producerer kompost vil derfor være, at genanvendelsen af næringsstoffer forøges, sammenlignet med hvis alt haveaffald behandles ved pyrolyse. Derudover vil andre jordforbedrende effekter ved brug af kompost bevares. Vælges der en løsning hvor finstoffet behandles ved en af de opstillede scenarier der producerer kompost, og hvor biomassen behandles ved pyrolyse, vælges der en løsning med et kompromis mellem klima og genanvendelse af næringsstoffer. I en sådan situation, bliver genanvendelsesprocenten og de samlede besparelser af drivhusgasser større end hvad det er tilfældet i dag.

### 9.3.1 Forslag til videre arbejde

#### *Tidsperspektiv*

Ved beregning af klimaeffekten, bruges der ofte et tidsperspektiv på 100 år i udregningerne. Med et tidsperspektiv på 100 år menes der, hvad klimaeffekten vil være af en given drivhusgas over de næste 100 år. Levetiden af forskellige drivhusgasser varierer alt efter hvilken drivhusgas der er tale om. Tages der udgangspunkt i opvarmningspotentialen over de næste 20 år, er metans opvarmningspotentialer ca. 80 gange højere end opvarmningspotentialen for CO<sub>2</sub>. Denne effekt skyldes, at metan er en kortlivet drivhusgas. (IPCC, 2021)

Da flere af teknologierne udleder metan direkte til atmosfæren, er det interessant at undersøge resultaterne for et 20 års perspektiv. Bruges der et tidsperspektiv i udregningerne på 100

år, underestimeres korttidseffekterne af metan og lattergas. Des tættere vi kommer på irreversible ændringer, des vigtigere bliver det at have korttidseffekterne for øje. Andreas Kamp og Tobias Pape Thomsen argumenterer også i en kronik (Kamp & Thomsen, 2021) for, at tidsperspektivet bør vælges ud fra det tidspunkt, hvor vi ønsker at være CO<sub>2</sub> neutrale. Regeringens mål er, at Danmark skal have en netto-nuludledning af drivhusgasser i 2050 (Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet, 2022). Hvis 2050 er målet for en netto-nuludledning, bør tidsperspektivet i beregningerne derfor være < 30 år.

Det forventes at have størst betydning for scenarierne for NP, RK, AD-SD og AD-PF, fordi der her er store direkte udslip af metan og lattergas. Hvis der regnes med et 20 års perspektiv, vil disse behandlingsscenarier altså klare sig dårligere sammenlignet med de resterende scenarier.

#### *Miljøpåvirkningskategorier*

Det har kun været muligt inden for rammerne af rapporten at undersøge teknologiernes effekter på klimaet. Det kan dog også være relevant at se på andre miljøpåvirkningskategorier, eksempelvis ressourcer. Dette skyldes især, at tabet og dermed genanvendelse af næringsstoffer er forskelligt mellem behandlingsscenarierne.

#### *Datagrundlag*

Studiet baserer sig hovedsageligt på litteraturredata. Hvis der ønskes et mere solidt datagrundlag, er det relevant at foretage flere anlægsspecifikke målinger.

# 10. Erhvervsøkonomisk analyse af alternative behandlingsformer

I dette afsnit præsenteres resultaterne fra en erhvervsøkonomisk analyse af alternative behandlingsformer af haveaffald. Det er altså tale om en erhvervsøkonomisk analyse, set fra erhvervet der behandler haveaffaldet. Analysen er afgrænset til at omfatte effekten for selskabets økonomi, og indregner således ikke effekten på klima- og miljø (eksternaliteterne). Som tidligere nævnt undersøges forskellige behandlingsteknologier anaerob og aerob nedbrydning (ved plug-flow-teknologi), pyrolyse, samt en indkapslet komposteringsløsning. Desuden er behandlingspriser fra behandling af haveaffald ved den nuværende løsning præsenteret.

I resultaterne fra den erhvervsøkonomiske analyse sammenlignes den beregnede behandlingspris med prisen for den nuværende behandling. Behandlingsprisen er beregnet som prisen pr. behandlet ton haveaffald (kr./ton). Analysen medtager alt haveaffald modtaget til behandling. Det betyder, at såfremt der potentielt frasorteres en mængde haveaffald inden selve behandlingen, er prisen på videresalg, anden behandling, eller bortskaffelse af denne også indregnet i den samlede behandlingspris.

Behandlingsprisen inkluderer investeringsudgifter og årlige drifts- og vedligeholdelsesomkostninger for hver af de undersøgte teknologier. Desuden indregner den de forventede indtægter.

## 10.1 Generelle forudsætninger for den erhvervsøkonomiske analyse

De erhvervsøkonomiske behandlingspriser for haveaffald er beregnet for hver behandlingsform. I beregningen medtages de væsentligste investeringer og årlige drifts- og vedligeholdelsesomkostninger, samt forventede indtægter ved hver teknologi.

Analysen har ikke karakter af detaljerede økonomiske beregninger på konkrete projektforslag (hvor der som oftest allerede har været gennemført et prefeasibility studie). De erhvervsøkonomiske beregninger i denne analyse tager afsæt i generiske beregninger for de tre typer af alternative behandlinger. Analysen har fokus på at illustrere behandlingsprisen (kr./ton) af de forskellige behandlingsløsninger. F.eks. ved sammenligning mellem behandlingsprisen i dag ved traditionel kompostering og behandlingsprisen ved de tre typer af nye behandlinger.

Alle væsentligste og tilgængelige omkostninger er medtaget i analysen (investeringer, omkostninger til drift- og vedligehold). Dog er der nogle omkostninger, som ikke har været mulige at opføre i dette projekt. Det være sig f.eks. udgifter til projektering, myndighedsbehandling, ligesom der kan være nogle relaterede investeringer og omkostninger (f.eks. anlæg af nye veje mm.). Data som det ikke har været muligt at fremskaffe, eller som af anden grund ikke er medtaget i beregningerne, er fremhævet under resultaterne for hver af de undersøgte teknologier.

Overordnet set ses der i analysen på følgende:

- **Investeringsudgifter og årlige drifts- og vedligeholdelsesomkostninger ved en given teknologi:** Investeringsomkostninger for teknologien beregnet som en årlig ydelse (under antagelse af en teknisk levetid for anlægget samt med indregning af en rente på 3,5 %). Derudover indregnes årlige forventede

omkostninger til drift- og vedligehold. Det vil sige omkostninger til drift af anlægget (f.eks. energiforbrug, mandskabstimer mm.) samt omkostninger til vedligehold (f.eks. omkostninger til service og reparation).

- **Forventede indtægter ved salg af producerede produkter:** Ved de forskellige teknologier er der en række indtægter ved salg af producerede produkter. Ved den nuværende løsning genereres en indtægt fra salg af kompost, og råkompost, samt fra salg af biomasse (neddelt træ og grene) til forbrænding. Ved indkapslet kompostering afsættes der kompost og biomasse (neddelt træ og grene) til forbrændingsanlæg. Ved pyrolyse genereres der en indtægt ved salg af biokul, samt ved salg af carbon removal credits. Derudover sælges overskudsvarme fra processen til fjernvarmenettet. Ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning produceres der (opgraderet) biogas der afsættes til gasnettet. Derudover produceres et kompostprodukt, som afsættes på markedet som i dag. Desuden frasorteres biomasse (neddelt træ og grene), som sælges til forbrændingsanlæg.

Behandlingsprisen er beregnet ved at summere forventede indtægter fra salg af produkter og restprodukter og omkostninger relateret til investering i, og drift af, en given teknologi.

Grundet store udsving i resultaterne, beregnet på baggrund af det foreliggende datagrundlag, har COWI vurderet, at det er relevant at illustrere behandlingsprisen med en række følsomhedsberegninger. Det skyldes dels, at fremtidige priser på flere af inputparametrene (især salg af producerede produkter og energi) er svære at forudsige, og dels at enkelte omkostninger ikke har været mulige at opgøre i projektet. Behandlingsprisen er derfor illustreret vha. nogle følsomhedsberegninger, hvor der ses på effekten på prisen ved at ændre på betydende parametre. Som et eksempel kan nævnes gasprisen, som ifølge Energistyrelsen i perioden 2015-2019 har været på 1,6 kr./m<sup>3</sup>, men hvor Biogas Danmark regner med 13,77 kr./m<sup>3</sup> for bio-metan. Brancheorganisationen Green Power Denmark har i en analyse fra august 2022 opgjort prisen på naturgas for vinteren 2022/2023 til 17 kr./m<sup>3</sup> (baseret på future-prisen 9/8 2022). Effekten af den store variation i prisen på gas, illustreres ved følsomhedsberegninger af behandlingsprisen på haveaffald med henholdsvis Energistyrelsen pris, Biogas Danmarks pris og Green Power Danmarks pris.

### 10.1.1 Data

Som tidligere nævnt, er behandlingsprisen opgjort som prisen pr. behandlet ton haveaffald. Beregningerne af behandlingspriserne er delvist baseret på data modtaget fra udvalgte producenter og leverandører af de forskellige teknologier. Derudover er foretaget beregningerne på de forventede mængder produceret gas henholdsvis biokul, kompostprodukter, energi i form af varme til fjernvarmenettet samt elektricitet. Mængderne er regnet med LCA modelleringsværktøjet EASETECH, på baggrund af en antaget komposition af haveaffaldet, se Afsnit 5. Kompositionen af haveaffaldet samt producerede mængder energi og diverse produkter er ens med dem, som er benyttet i screeningen af klimaeffekter ved de forskellige teknologier.

Analysen er baseret på data fra relativt få leverandører af de respektive teknologier. Resultaterne skal derfor læses med forsigtighed. Dette skyldes bl.a., at data for de respektive teknologier for mange producenters vedkommende er forretningskritiske. Virksomhederne har investeret mange midler i forskning og udvikling af teknologierne, og ønsker derfor ikke umiddelbart at dele alle oplysninger, da de potentielt kan komme konkurrenter i hænde. Derfor er det ikke alle virksomheder som er interesserede i at dele data. Analysen baserer sig på data fra én leverandør af et anlæg til kombineret anaerob og aerob nedbrydning, tre leverandører af pyrolyseanlæg, og en anslået pris for ekstraomkostninger til indkapslet kompostering (telthaller, vandingssystem, osv.). Der er altså en vis usikkerhed relateret til de indsamlede priser og til de tekniske data for anlæggene, tilsendt fra leverandører af anlæggene.



Derudover skal det nævnes, at der for pyrolyse af haveaffald er tale om en relativt ny teknologi, som ikke er gennemtestet over en længere årrække i Danmark og omkringliggende lande.

Udover anlægsspecifikke data, er der desuden indsamlet data for de relaterede investeringer, som skal foretages, hvis en given alternativ teknologi implementeres. Det kan eksempelvis være tilslutning til naturgasnet (BMR-station, kompressor station og rør) og fjernvarmenet (etablering og rør). Disse er ikke baseret på tilbud fra konkrete projektforslag, men beror på COWIs erfaringstal.

### **10.1.2 Skalering af stordriftsfordele**

I beregningen og fastsættelsen af behandlingsprisen pr. ton haveaffald modtaget, har COWI justeret for stordriftsfordele (skalafordele) ved etablering af haveaffaldsbehandlingsanlæggene. Dette er centralt, da anlæg med en større kapacitet - alt andet lige - kan behandle ét ton haveaffald til en lavere enhedspris end anlæg med en lavere kapacitet. Beregningerne er altså lavet på baggrund af en antagelse om, at anlægget er i en skala, hvor det er rentabelt at behandle haveaffaldet og producere og afsætte producerede produkter

Som et eksempel kan nævnes, at der ved pyrolyse og ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning skal investeres i nettilslutning. Overskudsvarmen fra pyrolyse tilføres til fjernvarmenettet, og den opgraderede biogas fra kombineret anaerob og aerob nedbrydning tilføres til naturgasnettet. Denne investering vil kun give mening i tilfælde af, at anlæggene har en vis produktion af overskudsvarme/opgraderet biogas. Er anlæggene for små, vil investeringen i nettilslutningen ikke være rentabel.

### **10.1.3 Følsomhedsanalyser**

For samtlige scenarier er der, på baggrund af de mest betydende parametre, foretaget følsomhedsanalyser. I følsomhedsanalyserne undersøges det, hvad en ændring af de mest bidragende parametre vil have af indflydelse på resultatet. De udvalgte intervaller benyttet i følsomhedsanalyserne, er valgt på baggrund af realistiske værdier. Det skal nævnes, at usikkerheden for parametrene ofte vil være normalfordelt omkring den middelværdi som er benyttet i referenceberegningen af behandlingsprisen. Dette betyder, at der er størst chance for at behandlingsprisen vil ligge tættere på referenceberegningen. Dog er det vurderet, at der reelt er en chance for at behandlingsprisen vil ligge på de i følsomhedsberegningernes minimums- og maksimumsværdier.

## **10.2 Nuværende praksis (NP)**

### **10.2.1 Scenariebeskrivelse**

Ved modtagelse af haveaffaldet på haveaffaldsanlægget, sorteres biomassedelen fra (25 % af affaldet) og sendes til forbrænding. Dette skyldes, at denne del ikke egner sig specielt godt til nedbrydning ved kompostering. De resterende 75 % af haveaffaldet modtaget på komposteringsanlæggene (finstoffdelen) behandles enten ved kompostering eller spredes direkte på landbrugsjord, efter en oplagringsperiode. Sammenlagt komposteres 19 % af det modtagne haveaffald og 56 % spredes direkte som råkompost. Se beskrivelse af dette scenarie under Afsnit 8.1.1.

### **10.2.2 Datagrundlag**

Behandlingspriser for den nuværende løsning er opgjort på baggrund af indsamlede data i Arbejdspakke 1. Den samlede pris præsenteret i Afsnit 10.2.3, er den pris det reelt koster for anlæggene at behandle haveaffaldet. Inkluderet i tallet er altså alle eventuelle indtægter (f.eks.

salg af træflis til forbrændingsanlæg samt en evt. pris for salg af råkompost til landbruget) og udgifter (f.eks. lønninger, maskiner, forbrug af energi) ved behandlingen. Det er ikke indregnet et overskud til anlæggene. Behandlingsprisen svarer derfor til den pris, man som borger betaler for at få ens haveaffald behandlet.

### 10.2.3 Behandlingspris

Ifølge Arbejdspakke 1, Figur 7.1, er behandlingsprisen i dag opgjort som et simpelt gennemsnit 172,5 kr./ton. Da prisen varierer mellem anlæggene, ligger den reelle behandlingspris, alt efter anlægget, i dag imellem 95 kr./ton og 250 kr./ton.

## 10.3 Indkapslet milekompostering/reaktor kompostering (RK)

Der er i rapporten undersøgt forskellige indkapslede komposteringsløsninger. Indkapslet milekompostering, var ved projektets start, hovedfokus for de indkapslede løsninger. Idéen med denne løsning, var at undersøge en løsning tæt på den nuværende behandlingsløsning, med så lave anlægsinvesteringer som muligt.

Indkapslet kompostering minder på mange måder om den eksisterende behandlingsform, og behandlingen er den samme, bortset fra, at der bygges telthaller op om milerne, således at klimagasserne kan indfanges og behandles separat.

Metoden for beregning af behandlingsprisen ved indkapslet kompostering, er baseret på behandlingsprisen i dag, tillagt en pris for investering i og drift af telthallen mm.

Det blev opdaget sent i processen, at denne løsning ikke på nuværende tidspunkt er mulig. Da det derfor ikke har været muligt at indhente priser for resterende indkapslede komposteringsløsninger, er disse ikke præsenteret i det følgende afsnit. Den beregnede pris for indkapslet milekompostering skal ses som et bud på i hvilket leje en indkapslet komposteringsløsning vil ligge. Det skal dog nævnes, at denne ikke nødvendigvis kan bruges som et estimat. Der kan eksempelvis være forskel på hvor meget af haveaffaldet der vil blive behandlet ved kompostering vs. hvor meget der vil blive afsat direkte til landbruget som landbrugskompost. Desuden vil der være forskel på hvor meget personale der vil være nødvendigt. Der må derfor laves en separat beregning på dette senere, hvis en anden indkapslet komposteringsløsning (eksempelvis reaktorkompostering) undersøges til mulig fremtidig behandling af haveaffald.

### 10.3.1 Scenariebeskrivelse

Ved modtagelse af haveaffaldet på haveaffaldsanlægget, er det antaget, at biomassen (25 % af affaldet) sorteret fra til anden behandling, da denne del ikke egner sig specielt godt til nedbrydning ved kompostering. Det er i beregningerne antaget at denne del afsættes til forbrænding, som det er tilfældet med biomassen i dag. De resterende 75 % finstof er antaget at blive behandlet ved indkapslet milekompostering. I dette scenarie dannes samme slutprodukter som i NP-scenariet. Se beskrivelse af dette scenarie under Afsnit 8.1.2.

### 10.3.2 Datagrundlag

Indkapslingen er tænkt som en case, hvor der bygges et telt op omkring komposteringsmiljerne. Det er idéen, at den dannede gas ledes gennem et filter, som omdanner metanen til CO<sub>2</sub>, så de samlede udledte drivhusgasser minimeres. I telthallen installeres desuden et ventilationsanlæg samt et vandingsanlæg, for at opretholde optimale forudsætninger for processen.

I casen er der taget udgangspunkt i en konkret situation, hvor der investeres i en stor telthal (90 meter lang, 30 meter bred og 9 meter høj). Denne telthal koster ifølge Hallgruppen 2.425.000 kr. Det er oplyst, at telthallen kan bygges så tætte, at der kun sker et minimalt gassetab, svarende til almindelig fast bygning. For at holde gassen inde i telthallerne, og sørge for at gassen ledes gennem filtret, er idéen, at der installeres et ventilationsanlæg for at holde

et konstant flow gennem hallen. Telthallen har ifølge leverandøren en levetid på 50 år (og 25-30 år på dugen). En telthal er valgt, da den er billigere end en hal bygget i stål eller beton.

Det er i beregningerne antaget, at teltet kan indeholde to miler, som hver er 5 meter høje og 10 meter bredde. Milerne udgør dermed knap 20 % af teltets samlede volumen.

Ventilationsanlægget koster ca. 75.000 kr., og har et elforbrug på 14 kWh/driftstime. Det er antaget, at ventilationsanlægget er i drift hele året, og de årlige udgifter til el er baseret på en pris på 1,4 kr./kWh (jf. Danmarks Statistik, niveau 2, 2022H1, Forbrugsinterval: 20-499 MWh).

Derudover er investering i et simpelt vandingsanlæg også medtaget i beregningerne. Anlægget koster 5.000 kr. (dyse for pivotanlæg). Der er ikke medtaget udgifter til vandforbrug, da det er antaget, at der kan anvendes opsamlet regnvand.

Derudover er der medtaget en årlig omkostning til drift- og vedligehold. COWI har antaget, at udgifter til drift- og vedligehold udgør 2 % årligt af anlægsinvesteringen.

I forbindelse med projektet har det vist sig, at de filtre, som skal monteres på telthallerne, ikke kan bygges til den skala, som telthallerne vil have. Derfor har det ikke været muligt at indhente en pris på filtrene. Beregninger er derfor **eksklusive investering i filtre**. Behandlingsprisen vil derfor reelt være højere end de tal som er vist i TABEL 3.

### 10.3.3 Behandlingspris

I TABEL 3 ses behandlingsprisen opgjort efter forventede omkostninger og indtægter for indkapslingsløsningen.

**TABEL 3** Opgørelse af behandlingsprisen ved indkapsling af haveaffaldet. Bemærk at enhedspriserne er relateret til pris per ton haveaffald modtaget til behandling. D&V = drift og vedligeholdelse.

Enhedspriser pr behandlet ton (kr./ton)	
<i>Investering og D&amp;V</i>	
Annuitet (investering), Telthal	26 kr.
D&V	49 kr.
Årlige behandling omkostninger ved kompostering i dag	75 kr.
Behandlingsomkostninger ved den nuværende løsning (gennemsnit) <sup>1</sup>	173 kr.
<b>Samlede behandlingsomkostninger (eks. filtre)</b>	<b>248 kr.</b>

<sup>1</sup> I denne pris er salg af produkter (kompost, råkompost, og biomasse) samt omkostninger ved behandlingen indlejret.

I tabellen ses, at de årlige omkostninger ved investering i telthallen pr. behandlet ton affald, er 26 kr./ton. Drift- og vedligehold er opgjort til 49 kr./ton, hvoraf ca. 38 kr./ton er elforbrug til drift af ventilationsanlægget. De resterende udgifter til drift og vedligehold af telthallen udgøres af investeringen i telthallen (2 % af investeringen årligt).

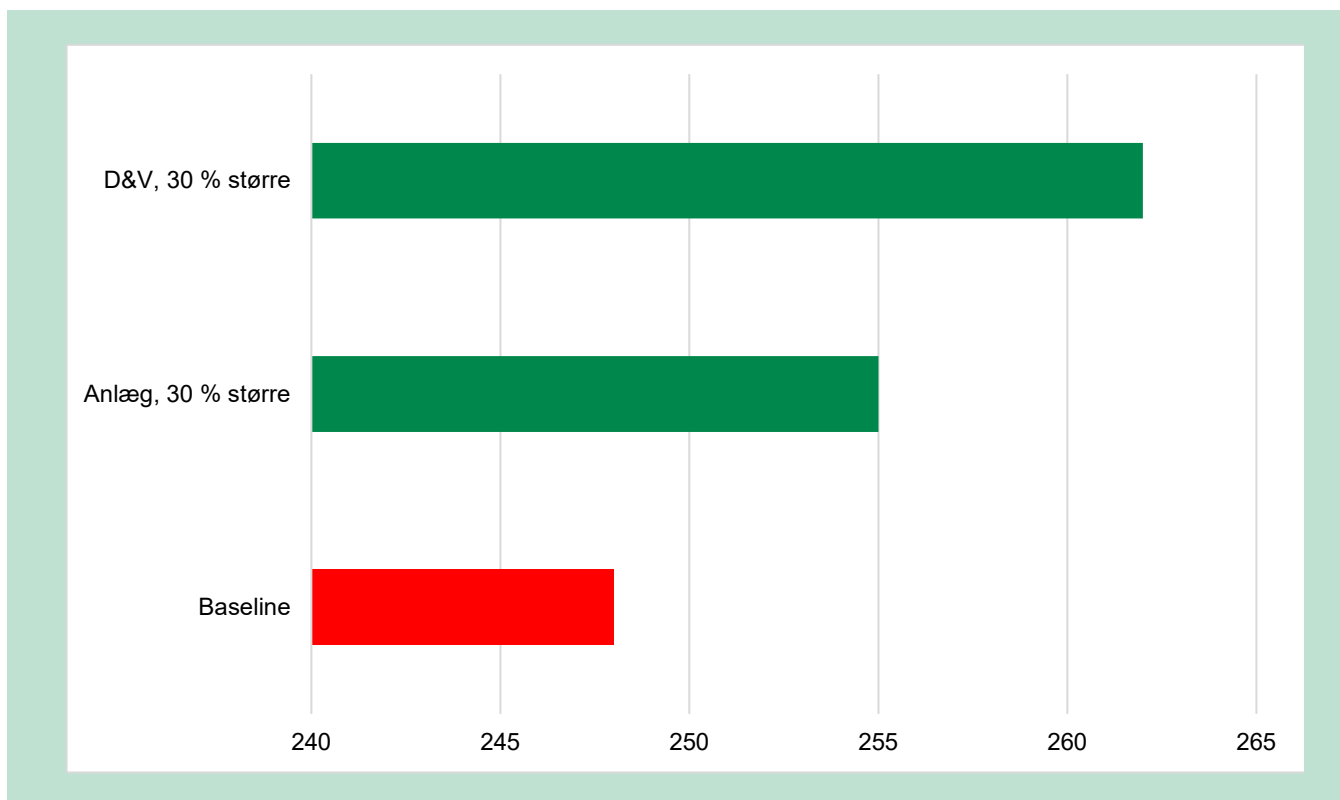
Ved indkapsling af affaldet viser beregningen, at omkostningen pr. ton affald udgør 75 kr./ton. Det er med andre ord den meromkostning, som indkapslingen af affaldet medfører.

Meromkostningen kommer ud over de omkostninger, som der i dag er ved behandling af haveaffaldet. Ifølge 'Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald - Del 1: Markedskortlægning, figur 7.1', er behandlingsprisen i dag opgjort til mellem 95 kr./ton og 250 kr./ton. I gennemsnit 172,5 kr./ton (se TABEL 3). Tillægges omkostningerne ved indkapsling til de behandlingsomkostninger som anlæggene har i gennemsnit i dag, fås en samlet beregnet behandlingspris på 248 kr./ton.

Behandlingsprisen vil, som nævnt, reelt være højere, da der ikke er medtaget investeringer i filtre til behandling af drivhusgasserne.

COWI har foretaget følsomhedsberegninger på behandlingspriserne. I den ene beregning er der tillagt 30 % ekstra til anlægsinvesteringen. Dette er begrundet med, at der i referenceberegningerne er valgt den simpleste og billigste indkapslingsløsning i form af en telthal. Der kan ikke udelukkes, at der vil være behov for en mere solid bygning i enten stål eller beton, hvorfor investeringen i hallen kan være større. Er anlægsinvesteringen 30 % større øges behandlingsprisen fra 248 Kr./ton til 255 Kr./ton.

På samme måde er der foretaget en følsomhed på drift- og vedligeholdelsesomkostningerne, som også er tillagt 30 %. Resultaterne viser, at behandlingsprisen dermed stiger til 262 Kr./ton.



**FIGUR 20.** Resultater af følsomhedsberegninger ved indkapslet milekompostering, behandlingsprisen er opgjort som kr./ton. Bemærk at dette er beregnet uden filtre

Resultaterne viser, at behandlingsprisen ved indkapslet milekompostering potentielt kan være i underkanten af ca. 300 Kr./ton, selv uden investeringer i filtre. Da behandlingsprisen som tidligere nævnt, er ekskl. Filter, kan denne dog potentielt være større.

## 10.4 Behandling ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning (AD-PF)

I dette afsnit ses der på behandling af haveaffaldet ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning (DPF). Teknologien er ikke udbredt i Danmark, og det har derfor kun været muligt at indhente data fra én leverandør omkring anlægsspecifikke forhold, såsom investeringssum, anlægskapacitet mm. COWI har valgt ikke at medtage de direkte anlægsspecifikke data fra leverandøren i rapporten. Det skyldes, at de i en vis udstrækning er forretningskritiske.

### 10.4.1 Beskrivelse af scenariet

Ved modtagelse af haveaffaldet på haveaffaldsanlægget, er det antaget, at biomassen (25 % af affaldet) sorteres fra til forbrænding, da denne del ikke egner sig specielt til nedbrydning ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning. Det er i beregningerne antaget, at denne del afsættes til forbrænding, som det er tilfældet med biomassen i dag. De resterende 75 % (finstof-fet) er antaget at blive behandlet ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning. Af denne andel produceres der opgraderet biogas og kompost. Se beskrivelse af dette scenarie under Afsnit 8.1.3.

### 10.4.2 Datagrundlag

Data til beregning af nettilslutning, dvs. tilkobling af anlægget til naturgasnettet, er baseret på COWIs erfaringstal fra andre projekter. I forhold til afsætningsprisen på den opgraderede biogas er denne baseret på Energistyrelsens basisfremskrivninger, med indregning af 2022-pris-tillægget til opgraderingsanlæg (udmeldt af Energistyrelsen (Energistyrelsen, 2022b)). Af TABEL 4 ses flere data af beregningsforudsætningerne.

I beregningerne af behandlingsprisen (kr./ton) for modtaget haveaffald er medtaget følgende:

- Anlægsinvestering i behandlingsanlæg samt i den bygning anlægget er placeret i (beregnet som en årlig ydelse over anlæggets tekniske levetid).
- Omkostninger til drift- og vedligehold (f.eks. sliddele, el- og varmekonsum, drift, arbejdskraft, mm.)
- Indtægter ved salg af opgraderet biogas
- Indtægter ved salg af kompost
- Indtægter ved salg af biomasse (neddelt træ og grene) til forbrænding.

Der er medtaget investeringer til nettilslutning i beregningerne. Investeringer heri afholdes af forsyningsselskabet (Evida), som normalvis foretager investeringer i selve nettilslutning, dvs. BMR-stationer, kompressorstationen og rør til transport af gassen. Omkostninger til nettilslutning er estimeret og medtaget i den samlede behandlingspris. Hvis anlægsejeren ikke selv betaler for investering i nettilslutning, vil ejeren blive opkrævet en tarif for afsætning af gassen. Disse er inkluderet i en følsomhedsanalyse.

Det er antaget, at komposten afsættes til 56 kr./ton, som det er tilfældet for kompost i dag jf. Figur 7.1 i Arbejdspakke 1 (Guldberg, Henriksen, Schjødt-Hansen, & Graasbøll, 2022).

Prisen på biomasse til forbrænding er svær at fastsætte, og afhænger af kvaliteten. COWI har beregnet en gennemsnitlig pris baseret på data fra i alt syv anlæg. Priser er dels indhentet i Arbejdspakke 1, figur 7.1, hvor prisen på biomasse fremgår, og dels data fra tre andre anlæg. Prisen er beregnet til 143 Kr./ton, som det fremgår af TABEL 4. Da denne pris betyder en del for den samlede behandlingspris, er der lavet usikkerhedsberegninger på den.

Prisen på den opgraderede naturgas er, i denne undersøgelse, baseret på Energistyrelsens Prisdatabase (Energistyrelsen, 2021), som er fastsat til 1,6 kr./m<sup>3</sup>. Denne pris er et gennemsnit af naturgasprisen for perioden 2015-2019. Ved at anvende et historisk gennemsnit, korrigeres for de store udsving i gasprisen ifm. dels COVID og nedlukningerne af samfundet og dels krigen i Ukraine, som har medført store stigninger i prisen på naturgas. Prisen har i store perioder af 2022 været væsentlig højere, og derfor illustreres behandlingsprisens følsomhed over for prisvariation i gasprisen i en følsomhedsberegning.

I TABEL 4 ses beregningsforudsætninger og antagelser til brug i beregningerne:

**TABEL 4** Beregningsforudsætninger og antagelser ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning

Beskrivelse	Værdi	Enhed	Kilde
Andel haveaffald som bioforgasses	75	%	Antagelse, se Afsnit 8.1.3
Total gasproduktion	19	Nm <sup>3</sup> /ton haveaffald	Beregning, EASETECH
Pris varme	0,53	kr./kWh	(Trefor, 2022)
Pris el	1,4	kr./kWh	DTS (Baseret på kWh-prisen 2022H1 for kunder med forbrug på 20-499 MWh. Prisniveau 2)
Pris på kompost ved bioforgasning	56	kr./ton	Arbejdspakke 1, Figur 7.1
Pristillæg ved afsætning af opgraderet biogas (2022)	3,31	kr./m <sup>3</sup>	ENS
Pris biomasse til forbrænding	143	kr./ton	Gennemsnitspris beregnet på data fra syv anlæg
Pris på naturgas	1,6	kr./m <sup>3</sup>	ENS Prisdatabase, gnms. 2015-2019 (Naturgas, Europe)
Tilslutningsomkostninger til BMR-station	7.500.000	kr.	COWI estimat
Etablering af kompressorstation	25.000.000	kr.	COWI antagelse
Rør til transport af biogas	1.050	kr./lbm	COWI estimat
Afstand til gasnet	1	km.	COWI antagelse
Rente	3,5	%	Baseret på FM

### 10.4.3 Behandlingspris

I TABEL 5 er behandlingsprisen opgjort efter omkostninger og indtægter.

Som det fremgår af tabellen, er den estimerede pris for behandling af 1 ton haveaffald modtaget på haveaffaldsanlægget 260 kr./ton ved behandling med kombineret anaerob og aerob

nedbrydning samt med forbrænding af biomasse. Som beskrevet er den endelige behandlingspris afhængig af en række faktorer, og derfor behæftet med en vis usikkerhed. I de følgende afsnit beskrives variationen i behandlingsprisen, på baggrund af en række følsomhedsberegninger.

**TABEL 5** Opgørelse af behandlingsprisen for kombineret anaerob og aerob nedbrydning af haveaffald. Bemærk at enhedspriserne er relateret til pris per ton haveaffald modtaget til behandling. D&V = drift og vedligeholdelse.

<b>Enhedspriser pr behandlet ton (kr./ton) (kr./ton behandlet haveaffald)</b>	
<i>Investering og D&amp;V</i>	
Anlæg	214 kr.
D&V	196 kr.
Naturgas (tilslutning)	33 kr.
Naturgas (net)	1 kr.
<b>Omkostninger, i alt</b>	<b>444 kr.</b>
<i>Indtægter fra salg af produkter og restprodukter</i>	
Opgraderet biogas	93 kr.
Kompost	43 kr.
Biomasse til forbrænding	48 kr.
<b>Indtægter, i alt</b>	<b>184 kr.</b>
<b>Samlede behandlingsomkostninger</b>	<b>260 kr.</b>

Som det ses af tabellen, er der relativt store omkostninger til drift- og vedligehold. På årligt niveau er de opgjort til knap 6 % af anlægsinvesteringen. Det skyldes bl.a., at anlægget kræver relativt meget bemanning, udskiftning af sliddele, samt har et relativt stort forbrug af elektricitet og varme.

Indtægten ved produktion af opgraderet biogas er også betydelig, og afhænger i høj grad af prisen på naturgas (baseret på en gaspris på 1,6 kr./m<sup>3</sup>), og desuden af mængden af gas produceret.

#### 10.4.4 Følsomhedsanalyser

Parametre til følsomhedsanalysen er bl.a. udvalgt med afsæt i TABEL 5, på baggrund af, hvilke parametre som betyder mest for den samlede behandlingspris.

Som det ses af tabellen, udgør investering i anlæg samt de årlige drift- og vedligeholdelsesomkostninger meget i behandlingsprisen. Derfor vil de bl.a. indgå i følsomhedsanalyserne. På indtægtssiden er særligt prisen på opgraderet biogas også væsentlig for forbehandlingsprisen.

Der er i det følgende præsenteret resultater for en række følsomhedsanalyser foretaget på de mest sensitive parametre, som vurderes at have størst indflydelse på den samlede behandlingspris. Følsomhedsanalyserne er valgt på baggrund af hvad der er vurderet at være realistiske værdier.

#### 10.4.4.1 Rente

Renteniveauet har stor betydning for investeringen. En investor vil kræve et afkast af investeringen, og størrelsen af denne vil bl.a. afhænge af den risiko der er forbundet med investeringen. I udgangspunkt er der anvendt en rente på 3,5 % (som tidligere er anbefalet af Finansministeriet ifm. budgetøkonomiske beregninger i en samfundsøkonomisk analyse), men niveauet kan potentielt være højere eller lavere i en erhvervsøkonomisk analyse.

Da renten realistisk set vil blive fastsat mellem 2 % og 5 %, vil den endelige behandlingspris derfor realistisk set variere mellem **221 og 303 kr. pr ton**, på baggrund af variation i renten alene. Endelig fastsættelse af renten har altså forholdsvis stor betydning for resultatet.

#### 10.4.4.2 Anlægsinvestering

En endelig anlægsinvestering vil afhænge af det specifikke anlæg der bygges, og vil derfor variere fra leverandør til leverandør. Det er derfor ikke urealistisk at forestille sig en anlægsinvestering på +/- 20 %, af hvad der er antaget i referenceberegningen.

Derudover er det i dette projekt ikke muligt at medtage alle anlægsinvesteringer, som tidligere beskrevet (f.eks. veje mm.). De samlede anlægsinvesteringer vil derfor være en anelse underestimeret (da der udelukkende er medtaget investeringer i anlæg og bygninger). Det er derfor et realistisk udfald, at investeringen i praksis er højere.

Hvis anlægsinvesteringerne er enten 20 % mindre eller 20 % større, bliver spændet i behandlingsprisen mellem **217 og 303 kr. pr. ton** affald modtaget til behandling.

#### 10.4.4.3 Drift og vedligehold

De årlige omkostninger til drift- og vedligehold kan også variere meget, og fra år til år. F.eks. er det usikkert, hvor store udgifter der kommer til sliddele, ligesom udgifter til el-og varme varierer med prisen.

Spændet i behandlingsprisen (kr./ton), hvis de årlige omkostninger til drift- og vedligehold er enten 20 % mindre eller 20 % større, er opgjort til mellem **221 og 299 kr. pr. ton** affald modtaget til behandling.

#### 10.4.4.4 Levetid

Den tekniske levetid på anlægget, har stor betydning for investeringen og for behandlingsprisen. Leverandøren har oplyst en gennemsnitlig levetid på 20 til 30 år, men nævner, at det er usikkert. I referenceberegningen er derfor antaget 25 år, men levetiden kan potentielt være 5 år kortere eller 5 år længere, baseret på data fra leverandøren.

Spændet i behandlingsprisen (kr./ton), hvis anlæggets levetid forkortes med 5 år eller forlænges med 5 år, er opgjort til mellem **238 og 293 kr. pr. ton** affald modtaget til behandling.

#### 10.4.4.5 Produktion af opgraderet biogas

Biogasproduktionen afhænger i høj grad af sammensætningen af det modtagne haveaffald, samt det specifikke anlæg der behandler haveaffaldet. Da opgraderet biogas, er den primære indtægtskilde, betyder dette meget for den samlede behandlingspris for haveaffaldet. Det er ikke urealistisk, at den producerede mængde gas kan variere med op til +/- 50 % set i forhold til i referenceberegningen.



Hvis produktionen af opgraderet biogas, er enten 50 % større eller 50 % mindre, vil spændet i behandlingsprisen (kr./ton) variere mellem **213 og 307 kr. pr. ton** haveaffald modtaget til behandling.

#### 10.4.4.6 Pris på opgraderet biogas

Prisen på afsætningen af den opgraderede biogas har, som mængden af produceret biogas, stor betydning for den samlede behandlingspris af haveaffaldet. Da priserne på biogas er meget usikre for tiden, er det derfor usikkert hvad den samlede behandlingspris vil blive over de næste mange år, hvor teknologien vil være i drift, hvis den indføres.

Hvis naturgasprisen sættes til 13,77 kr./m<sup>3</sup>, som Biogas Danmark angiver som prisen på opgraderet biogas i 2022, fås en behandlingspris på **92 kr./ton**.

Green Power Denmark har i en analyse fra august 2022 opgjort prisen på naturgas for vinteren 2022/2023 til 17 kr./m<sup>3</sup> (baseret på future-prisen 9/8 2022). Anvendes denne pris, fås en behandlingspris på blot **30 kr./ton**.

På baggrund af de forskellige bud på prisen for opgraderet biogas ligger behandlingsprisen altså mellem **30 og 260 kr./ton**. Men prisen kan i realiteten ende med både at være højere og lavere. Det er dog mindre sandsynligt, at behandlingsprisen vil ende på de 30 kr./ton, da naturgasprisen sidste tid har ligget relativt højere end normalt grundet krigen i Ukraine.

Eksemplerne viser, at behandlingsprisen for haveaffald er meget afhængig af prisen på den afsatte gas. Priserne i 2022 har været historisk høje, og må forventes at falde tilbage til et lavere niveau. Men lige nu er der særlig stor usikkerhed omkring den fremtidige udvikling i prisen på naturgas.

#### 10.4.4.7 Netti-tilslutning

Udover investeringerne i selve anlægget, vil det kræve investeringer i nettilslutning til naturgasnettet, så den opgraderede naturgas kan forsynes til forbrugerne. Der vil være behov for en BMR-station, etablering af en kompressor-station og rør til transport af den opgraderede biogas. Som tidligere nævnt er nettilslutning medtaget i referenceberegningen.

Anlæggets beliggenhed i forhold til det eksisterende naturgasnet, har derfor betydning for den samlede økonomi. Placeres anlægget langt væk fra naturgasnettet, vil det fordyre den samlede økonomi. I referenceberegningerne er det antaget, at anlægget placeres 1 km fra naturgasnettet.

Baseret på erfaringstal og priser på tilslutning til net, er der foretaget beregninger på, hvad det har af effekt på den samlede behandlingspris.

Øges afstanden til nettet fra 1 km. til 10 km. øges behandlingsprisen fra **260 Kr./ton** til **270 kr./ton**. Det betyder altså noget med afstanden til nettet, men det er ikke den afgørende faktor for den endelige behandlingspris.

Hvis prisen pr. løbende meter rør er 50 % større, øges behandlingsprisen til **261 kr./ton**.

Hvis etableringsomkostninger i tilslutningen (BRM-station og kompressor-station) er 50 % større, øges behandlingsprisen til **276 kr./ton**. Disse to parametre har altså ikke den store indflydelse på resultatet.

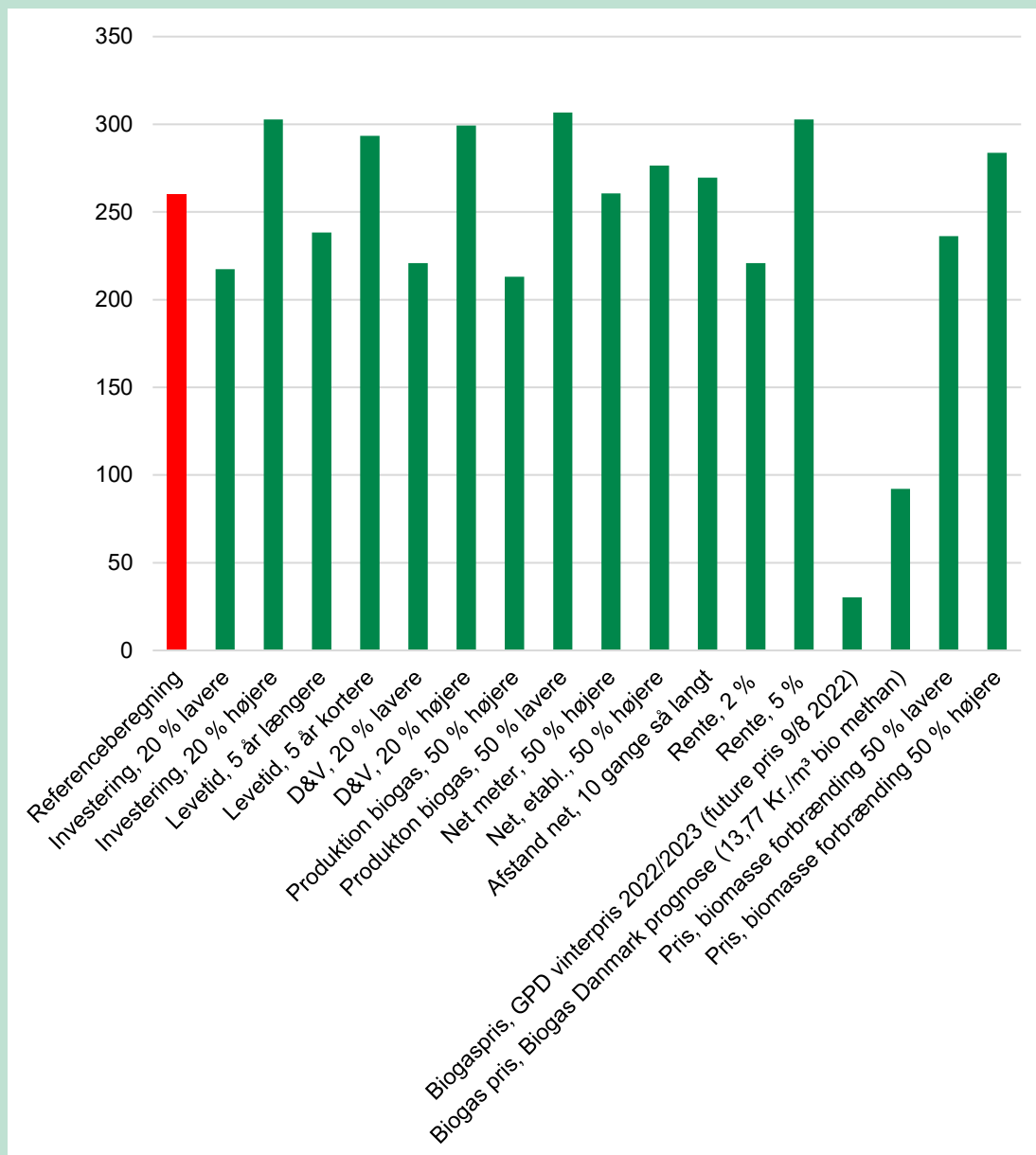
#### 10.4.4.8 Opsummering

Behandlingsprisen ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning af haveaffald er i denne undersøgelse estimeret til en pris på 260 kr./ton. På baggrund af resultaterne fra de udførte følsomhedsberegninger kan den reelle behandlingspris potentielt ende med et ligge i et stort spænd omkring den regnede reference for behandlingsprisen.

Baseret på resultaterne fra følsomhedsberegningerne hver for sig, vurderes det at være sandsynligt, at behandlingsprisen potentielt vil være enten højere eller lavere end hvad der er regnet i referenceberegningerne. Er gasprisen høj, kan behandlingsprisen ende i omegnen af 30 kr./ton, hvorimod hvis investeringerne og omkostninger til drift og vedligehold er større end antaget i referenceberegningerne, kan behandlingsprisen potentielt være over 300 kr./ton. Det skal bemærkes, at beregningerne baserer sig på data fra én leverandør, hvorfor behandlingsprisen potentielt kan være både en del højere og en del lavere end resultaterne fra følsomhedsberegningerne viser.

Variationen i behandlingsprisen kan potentielt være endnu højere eller lavere, end de gennemførte følsomhedsberegninger indikerer, i fald at flere parametre ændrer sig samtidig og trækker behandlingsprisen i samme retning. Dette er ikke utænkeligt, da flere parametre med høj sandsynlighed vil varieres fra hvad der er antaget i referenceberegningen.

FIGUR 21 opsummerer resultaterne fra følsomhedsberegningerne sammenholdt med referenceberegningen.



**FIGUR 21.** Resultater af følsomhedsberegninger ved kombineret anaerob og aerob nedbrydning (DPF), behandlingsprisen er opgjort som kr./ton

## 10.5 Pyrolyse (P)

I det følgende ses der på behandling af haveaffaldet med pyrolyse. Pyrolyse af haveaffald er en relativ ny teknologi, og derfor findes der ikke mange producenter og leverandører. I alt har COWI modtaget data fra tre leverandører af pyrolyseanlæg til behandling af haveaffald. De tre virksomhederne er Aqua Green, Biomacon og Vow Asa.

### 10.5.1 Scenariebeskrivelse

Ved modtagelse af haveaffaldet på haveaffaldsanlægget, er det antaget, at alt haveaffaldet indgår i pyrolyseprocessen. Alt haveaffaldet behandles ved en tørringsproces hvoraf det tørrede haveaffald bliver pyrolyseret og der dannes biokul som kan anvendes på landbrugsjord og karbonlagring. Se beskrivelse af dette scenarie under Afsnit 8.1.5.

## 10.5.2 Datagrundlag

COWI har ikke valgt at angive de direkte anlægsspecifikke data fra leverandørerne, da de i en vis udstrækning er forretningskritiske.

Data til brug for beregning af nettilslutning til fjernvarmenettet, er baseret på COWIs erfaringsdata fra andre projekter. I TABEL 6 vises flere beregningsforudsætninger.

I beregningerne af behandlingsprisen (kr./ton) for modtaget haveaffald er medtaget følgende:

- Anlægsinvestering i pyrolyseanlæg og bygning (beregnet som en årlig ydelse over anlægget tekniske levetid).
- Omkostninger til drift- og vedligehold (f.eks. sliddele, elforbrug og varmeformidling til drift, arbejdskraft).
- Indtægter ved salg af carbon removal credits fra biokul.
- Indtægter ved salg af produceret varme, dvs. overskudsvarme solgt til fjernvarmenettet.

Inden haveaffaldet er egnet til pyrolyse, må det gennemgå en tørring. Efter tørringen vil haveaffaldet have et vandindhold på 20 % og massen vil derfor være reduceret til 76 % af den oprindelige masse.

Det antages at affaldet tørres med brug af den benyttede gas. Det er ikke i projektet indhentet priser på et tørringsanlæg.

I TABEL 6 ses et overblik over antagelser og beregningsforudsætninger for pyrolyse:

**TABEL 6** Antagelser og beregningsforudsætninger ved pyrolyse.

Beskrivelse	Værdi	Enhed	Kilde
Andel haveaffald til pyrolyse	100	%	Antagelse, se Afsnit 8.1.3
Input til pyrolyse efter tørring (% af input)	76	%	Beregning, EASETECH
Biokul produktion (% af input)	37	%	Beregning, EASETECH
Varmeproduktion til fjernvarmenet (efter internt brug til tørring)	702	kWh/ton	Beregning, EASETECH
			Beregning, EASETECH samt prisestimat fra KILDE:
Carbon removal credits (pr ton biokul)	557,3	kr./ton	<a href="https://puro.earth/carbon-removal-index-price/">https://puro.earth/carbon-removal-index-price/</a> antaget pris på 140 Euro/ton
Kompost	56	kr./ton	Arbejdspakke 1, figur 7.1

Beskrivelse	Værdi	Enhed	Kilde
Pris overskudsvarme (retur)	0,35	kr./kW h	COWI estimat
Tilslutningsomkostninger til net	5.000	kr./me- ter	COWI estimat
Tilslutningsomkostninger til net (etablering, minimumspris)	1.000.000	kr.	COWI estimat
Afstand til fjernvarmenettet	1	km	Antagelse
Rente	3,5	%	Baseret på Finansministeriet vejledning i Samfundsøkonomiske konsekvensvurderingen

### 10.5.3 Behandlingspris

De anlægsspecifikke data fra de tre leverandører, som COWI har modtaget, viser relativt store variationer i de økonomiske og tekniske forhold for anlæggene.

Ses der f.eks. på anlægsinvesteringen, er der stor variation blandt de tre leverandører. Selv når der korrigeres for kapacitet (dvs. forholdet mellem investeringssum (CAPEX) og årlig forventet behandlingskapacitet), er der en faktor tre til forskel – det dyreste anlæg er derfor ca. tre gange dyrere end det billigste anlæg. Det skyldes bl.a., at der er tale om en relativt ny teknologi.

Til brug for reference-beregningen har COWI derfor valgt at basere beregningerne på et gennemsnit af data fra leverandørerne.

I TABEL 7 ses behandlingsprisen opgjort efter forventede omkostninger og indtægter.

**TABEL 7** Opgørelse af behandlingsprisen for pyrolyse af et ton haveaffald. Priserne er per ton haveaffald modtaget til behandling. Bemærk at enhedspriserne er relateret til pris per ton haveaffald modtaget til behandling. D&V = drift og vedligeholdelse.

Enhedspriser pr. behandlet ton (kr./ton behandlet haveaffald)	
<i>Investering og D&amp;V</i>	
Annuitet (investering), Pyrolyse-anlæg inkl. telthal	340 kr.
D&V	154 kr.
Fjernvarme (tilslutning)	1 kr.
Fjernvarme (net)	7 kr.
<b>Omkostning, årligt</b>	<b>503 kr.</b>
<i>Indtægter fra salg af produkter og restprodukter</i>	

Enhedspriser pr. behandlet ton (kr./ton behandlet haveaffald)	
Biokul (carbon removal credits)	208 kr.
Biokul (til afbenyttelse som jordforbedringsmiddel) <sup>1</sup>	21 kr.
Fjernvarme (til nettet)	187 kr.
<b>Indtægter, i alt</b>	<b>393 kr.</b>
<b>Samlede behandlingsomkostninger</b>	<b>108 kr.</b>

<sup>1</sup> Vedr. biokullet som jordforbedringsmiddel, er der konservativt antaget en gennemsnitspris på 56 Kr./ton (jf. arbejdsplan 1, figur 7.1).

Som det ses af tabellen, er behandlingsprisen ved pyrolyse opgjort til 108 kr./ton. Det skal bemærkes, at tallet er behæftet med en vis usikkerhed. I beregningerne er tilføjet investering i nettilslutning.

Indtægten ved produktion af biokul er beregnet til 208 kr./ton haveaffald modtaget fsva. salg af carbon removal credits, og 21 Kr./ton ved salg af biokul som jordforbedringsmiddel (der er antaget en pris på 56 Kr./ton for biokul som jordforbedringsmiddel, jf. arbejdsplan 1 figur 7.1). Derudover generes der også en indtægt ved salg af overskudsvarme på 187 kr./ton haveaffald. Overskudsvarmen antages at kunne afsættes til fjernvarmenettet til en pris på 0,35 kr./kWh.

I beregningerne er ikke medtaget investeringer til f.eks. tørringsanlæg, udgifter til myndighedsbehandling samt andre relaterede investeringer i veje, byggeomdning mm.

I det følgende beskrives resultaterne af en række følsomhedsberegninger.

#### 10.5.4 Følsomhedsanalyser

Parametre til følsomhedsanalysen er bl.a. udvalgt med afsæt i resultaterne for behandlingsprisen beskrevet i afsnit 10.5.3, på baggrund af hvilke parametre, der har størst betydning for den samlede behandlingspris.

De mest bidragende parametre, og dermed de parametre som er vigtigst for den endelige behandlingspris, relaterer sig til forhold som har indflydelse på dels investeringen, dels de forventede indtægter ved salg af carbon removal credits, og salg af overskudsvarme til nettet.

Der er i det følgende foretaget følsomhedsanalyser på de mest bidragende parametre. Spændet i følsomhedsberegningerne er valgt individuelt for hver parameter, da der er stor variation i den forventelige variation for hver parameter. Spændets størrelse er tilpasset til at illustrere 'sandsynlige' variationer i de forskellige parametre.

##### 10.5.4.1 Anlægsinvesteringer og driftsomkostninger

Som tidligere beskrevet, har COWI modtaget data fra tre leverandører/producenter af pyrolyseanlæg. Disse anlæg er af forskellig størrelse og kapacitet, og anlægsinvesteringerne og driftsomkostningerne varierer meget.

Spændet i behandlingsprisen (kr./ton), hvis der vælges det billigste henholdsvis det dyreste pyrolyseanlæg, er opgjort til mellem **-114 til 371 kr. pr. ton** affald modtaget til behandling. Ved

det billigste anlæg kan genereres en indtægt på 114 kr./ton og det dyreste anlæg giver en behandlingspris på 371 kr./ton. Prisen på behandlingsanlægget har altså meget stor betydning og varierer meget mellem de tre anlæg der er indhentet data fra.

#### 10.5.4.2 Rente

Renteniveauet har også stor betydning for investeringen. En investering vil kræve et afkast af investeringen, og størrelsen af denne vil bl.a. afhænge af den risiko der er forbundet med investeringen. I udgangspunktet er anvendt en rente på 3,5 % (som anbefales af Finansministeriet ifm. budgetøkonomiske beregninger i en samfundsøkonomisk analyse), men niveauet kan potentielt være højere/lavere i en erhvervsøkonomisk analyse.

Spændet i behandlingsprisen (kr./ton), hvis renten fastsættes til henholdsvis 2 % eller 5 %, er opgjort til mellem **62 til 158 kr. pr. ton** affald modtaget til behandling.

#### 10.5.4.3 Drift og vedligehold

De årlige omkostninger til drift- og vedligehold (OPEX) kan variere meget, og fra år til år. F.eks. er det usikkert hvor store udgifter der kommer til sliddele, ligesom det kan være svært at fastslå, hvor meget arbejdskraft det kræver at drive anlægget. Data fra de tre leverandører viser også, at der er relativ stor variation i opgørelsen af omkostninger til drift- og vedligehold. Leverandørerne skriver også, at der er tale om overslag.

Spændet i behandlingsprisen (kr./ton), hvis de årlige omkostninger til drift- og vedligehold er enten 20 % mindre eller 20 % større, er opgjort til mellem **79 og 137 kr. pr. ton** affald modtaget til behandling.

#### 10.5.4.4 Levetid

Den tekniske levetid på anlægget, har stor betydning for investeringen og for behandlingsprisen. I beregningerne er anvendt et gennemsnit på 20 år, men leverandørerne nævner, at det er usikkert.

Spændet i behandlingsprisen (kr./ton), hvis anlæggets levetid forlænges med 5 år eller forkortes med 5 år, er opgjort til mellem **62 og 186 kr. pr. ton** affald modtaget til behandling.

#### 10.5.4.5 Produktion af biokul

Produktionen af biokul har også relativ stor betydning for behandlingsprisen. Hvor stor en mængde biokul der produceres afhænger af kvaliteten af haveaffaldet.

Spændet i behandlingsprisen (kr./ton), hvis produktionen af biokul er 20 % lavere henholdsvis 20 % højere, er opgjort til mellem **66 og 149 kr. pr. ton** affald modtaget til behandling.

#### 10.5.4.6 Salg af carbon removal credits fra biokul

Prisen på salg af carbon removal credits fra produktionen af biokul er usikker, og afhænger af flere faktorer.

Spændet i behandlingsprisen (kr./ton), hvis prisen på salg af carbon removal credits fra produktion af biokul er 50 % højere henholdsvis 50 % lavere, er opgjort til mellem **4 og 212 kr. pr. ton** affald modtaget til behandling. Denne parameter har altså stor betydning for den endelige behandlingspris.

#### 10.5.4.7 Varmeproduktion

Hvor meget overskudsvarme der produceres, som led i produktionen af biokullet, er også usikkert. Det afhænger både af, hvor meget der behandles, affaldets kvalitet og effekten ved varmeproduktionen.

Spændet i behandlingsprisen (kr./ton), hvis varmeproduktionen er 25 % højere henholdsvis 25 % lavere, er opgjort til mellem **61 og 155 kr. pr. ton** affald modtaget til behandling.

#### **10.5.4.8 Forøgelse af varmeproduktionen og mængden af biokul med 50 %**

Hvis det viser sig, at kulstofindholdet i haveaffaldet er større end hvad der er antaget i referenceregningerne, vil det både bevirke en større mængde kulstof i biokullet, samt en større mængde overskudsvarme. Overskudsvarmeproduktionen og mængden af biokul kan også øges af andre grunde. Mindskes varmetabet og/eller energiforbruget til tørring af haveaffaldet inden pyrolysen, forøges mængden af overskudsvarme. Mindskes mængden af kulstof og andre flygtige forbindelser som tabes i processen, vil det betyde en større biokulproduktion.

I denne følsomhedsberegning ses effekten på den samlede behandlingspris, hvis både varmeproduktionen og mængden af kulstof i det producerede biokul stiger med 50 %.

Resultatet af beregningen viser, at behandlingsprisen (kr./ton) ændres fra en omkostning på **108 kr./ton** til en indtægt på **89 kr./ton**.

#### **10.5.4.9 Afstand til nettet**

Afstanden til fjernvarmenettet har også stor betydning for behandlingsprisen. Det vil være oplagt at placere pyrolyseanlægget tæt på fjernvarmenettet, da investeringen i net-tilslutningen dermed kan holdes nede. I beregningerne er det antaget, at pyrolyseanlægget placeres 1 km. fra fjernvarmenettet.

Hvis pyrolyseanlægget placeres 10 km. fra fjernvarmenettet, stiger behandlingsprisen fra 108 kr./ton til 173 kr./ton. Altså en merpris på 65 kr./ton på behandlingsprisen ved pyrolyse. Afstanden til fjernvarmenettet har altså stor betydning for den samlede behandlingspris.

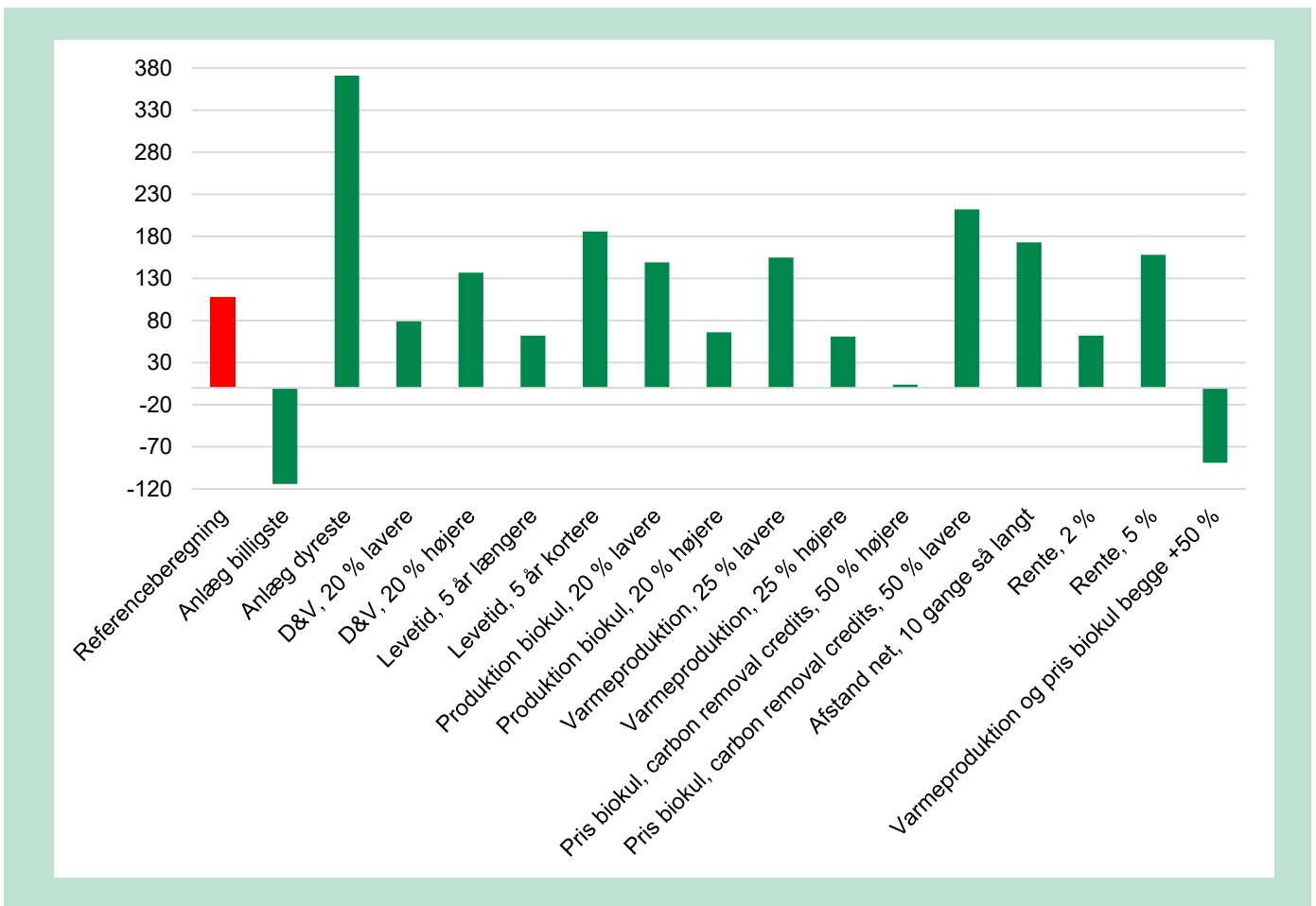
#### **10.5.4.10 Opsummering**

Behandlingsprisen ved pyrolyse af haveaffald er i denne undersøgelse estimeret til en pris på 108 kr./ton. Usikkerheden på estimatet vurderes at være betydende, jf. følsomhedsanalysen. F.eks. er der stor variation i anlægsinvesteringen af pyrolyseanlægget på tværs af leverandører, ligesom det er usikkert, hvilket pris anlægsejeren kan kræve for salg af carbon removal credits ved produktion af biokul i fremtiden.

Baseret på resultaterne fra følsomhedsberegningerne, vurderes det, at behandlingsprisen potentielt kan være mellem ca. -114 og 371 kr./ton. Det skal bemærkes, at dette spænd dækker over variationen i behandlingsprisen alt efter hvilket anlæg der vælges (se resultater for følsomhed vedr. anlægsinvesteringer og driftsomkostninger). Det vil sige, at behandlingsprisen potentielt kan være ca. 371 kr./ton eller generere en indtægt på ca. 114 kr./ton. Det skal bemærkes, at dette interval er et udtryk for et sæt sandsynlige behandlingspriser, men den endelige årlige behandlingspris kan potentielt både være højere og lavere. Det skal bemærkes, at der er tale om relativ umoden teknologi, hvorfor der naturligt er stor variation i den samlede behandlingspris. Spændet i de udregnede behandlingspriser tager udgangspunkt i de foretagne følsomhedsberegninger hver for sig. Reelt vil spændet for en mulig behandlingspris ligge i et endnu større interval, da flere parametre sammenlagt vil kunne give en lavere henholdsvis højere behandlingspris, hvis de ændres samtidig.

I FIGUR 22 er resultaterne af de udførte følsomhedsberegninger illustreret:





**FIGUR 22.** Resultater af følsomhedsberegninger ved pyrolyse, behandlingsprisen er opgjort som kr./ton

## 10.6 Konklusion af erhvervsøkonomisk analyse

De erhvervsøkonomiske beregninger viser variation i behandlingspriserne mellem den nuværende behandling og de alternative behandlingsformer (indkapslet kompostering, pyrolyse og kombineret anaerob og aerob nedbrydning (plug-flow)). Som vist i følsomhedsanalysen kan behandlingsprisen være svær at fastsætte, da den endelige behandlingspris, som vist, afhænger af flere faktorer.

Generelt viser resultater fra følsomhedsanalyserne, at der kan være stor variation i behandlingsprisen alt afhængigt af hvad der antages af forudsætninger (eksempelvis er det ikke nemt at forudsige prisen på salg af biogas over de næste 30 år). Resultaterne skal derfor læses med forsigtighed, og det er derfor ikke let at sammenligne behandlingsprisen for de forskellige teknologier.

Referenceberegningen på behandlingspriser af haveaffald for de forskellige scenarier inkl. den nuværende løsning er præsenteret i TABEL 8.

**TABEL 8 .** Oversigt over behandlingspriser for de forskellige behandlingsscenarier inkluderet i den økonomiske analyse.

	Nuværende praksis	Indkapslet kompostering (ekskl. filtre)	Kombineret anaerob og aerob nedbrydning	Pyrolyse
<i>Behandlings-omkostninger (kr./ton)</i>	173 (95 – 250)	248	260	108
<i>Parametre med stor betydning for behandlingsprisen</i>	N/A	Anlægsinvestering, størrelsen på filtre og investering heri, drift og vedligehold	Anlægsinvestering, drift- og vedligeholdelsesomkostninger, prisen opgraderet biogas, mængden af opgraderet biogas	Anlægsinvestering, drift- og vedligeholdelsesomkostninger, prisen på CO <sub>2</sub> -certifikate

Bemærk: Behandlingspriserne i tabellen ovenfor er behæftet med usikkerhed grundet usikkerhed af inputparametre. Tallene skal derfor læses med forsigtighed. Se i øvrigt afsnit om følsomhedsberegninger for beskrivelse af usikkerheder.

For den nuværende løsning er behandlingsprisen opgivet til 173 kr./ton i intervallet 95 til 250 kr./ton. Dette betyder, at behandlingsprisen selv for den nuværende løsning varierer fra anlæg til anlæg. Det skyldes mindre forskelle i behandlingsmetoden, samt hvad der produceres af produkter på pladsen (kompost, råkompost, og flis).

Behandlingsprisen på den indkapslede løsning, vil alt andet lige, blive dyrere end hvad den er i dag. Det er ikke muligt at estimere en endelig behandlingspris. Det skyldes usikkerhed omkring det filter teknologien skal indeholde. Uden indregning af udgifter til filtret, vil behandlingsprisen for den indkapslede løsning stige til ca. 248 kr./ton, beregnet med udgangspunkt i den gennemsnitlige behandlingspris for den nuværende løsning.

Hvad angår både behandling med pyrolyse og kombineret anaerob og aerob nedbrydning, viser de erhvervsøkonomiske beregninger, at prisen på behandling potentielt kan variere meget. På indtægtssiden kan der forventes et stort spænd ift. de forventede indtægter ved salg produkter og restprodukter (biogas, kompost, overskudsvarme, carbon removal credits). Derfor kan behandlingsprisen ved både pyrolyse og kombineret anaerob og aerob nedbrydning reelt ende med at ligge i et forholdsvis stort spænd, set i forhold til referenceberegningen. I referenceberegning er der beregnet en behandlingspris for henholdsvis pyrolyse og kombineret anaerob og aerob nedbrydning på henholdsvis 108 og 260 kr./ton. Udgifterne til disse to anlæg er forholdsvis høje sammenlignet med merudgifterne til den indkapslede løsning (eksklusiv filtre). Dette betyder, at der som udgangspunkt skal investeres nogle flere penge i disse løsninger til at starte med. For pyrolyse produceres et værdifuldt produkt (carbon removal credits). Derudover produceres der for både pyrolyse og kombineret anaerob og aerob nedbrydning energi som kan udnyttes og sælges videre. Det betyder, at indtægten for disse to løsninger er relativt høje. Grundet salg af de værdifulde produkter, samt salg af produceret energi, ender behandlingsprisen for pyrolyse som den billigste løsning. Prisen for kombineret anaerob og aerob nedbrydning ender i et leje omkring prisen for den indkapslede løsning.

Dette betyder, at behandlingsprisen for den indkapslede løsning, som fra starten af projektet var tænkt som en simpel og billig løsning, ender med at ligge i et leje tæt på behandlingsprisen for kombineret anaerob og aerob nedbrydning. Desuden ligger den betydeligt over behandlingsprisen for pyrolyse, grundet de høje indtægter forbundet med denne teknologi. Denne løsning ender altså ikke med at være en billig og simpel løsning sammenlignet med de andre løsninger. Dette skyldes bl.a., at den energi der dannes ikke udnyttes og der derfor ikke genereres en indtægt fra dette.

Det må understrejes, at det ikke med sikkerhed kan konkluderes, hvilken behandling der er billigst rent erhvervsøkonomisk, grundet usikkerhederne i beregningerne. Men de erhvervsøkonomiske referenceberegninger må dog antages at give et relativt retvisende billede af i hvilket leje behandlingsprisen vil ende.

Størrelsen på behandlingsanlæggene har stor indflydelse på den endelige behandlingspris. Hvor der vil være stordriftsfordele ved større anlæg. Dette vil have stor indflydelse på resultaterne, og det er derfor en vigtig pointe at understreje, at det bliver mere rentabelt at bygge færre og større anlæg.

# 11. References

- Ahrenfeldt, J. (2021). Presentation of Stiesdal Fuel Technologies.
- Aikan. (2022). Løbende dialog med Morten Brøgger omkring kombineret anaerob og aerob nedbrydning af haveaffald.
- Angelidaki, I., & Batstone, D. J. (2010). Anaerobic Digestion: Process. I T. H. Christensen, *Solid Waste Technology & Management, 1 & 2* (s. 583-600). Blackwell Publishing Ltd.
- Boldrin, A., & Christensen, T. H. (2010). Seasonal generation and composition of garden waste in Aarhus. *Waste management, 551-557*.
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T., & Damgaard, A. (2014). An environmental assessment system for environmental technologies. *Environ. Modell. Softw., 60*, 18-30.
- Elsgaard, L., Adamsen, A. P., Møller, H. B., Winding, A., Jørgensen, U., Mortensen, E. Ø., . . . Elofsson, K. (2022). *Knowledge synthesis on biochar in danish agriculture*. Aarhus, Denmark: Aarhus Universitet - DANISH CENTRE FOR FOOD AND AGRICULTURE.
- Energistyrelsen. (2021). *Energistyrelsens prisdatabase*. Hentet fra <https://view.officeapps.live.com/op/view.aspx?src=https%3A%2F%2Fens.dk%2Fsites%2Fens.dk%2Ffiles%2Fstatistik%2Fprisdatabase.xlsx&wdOrigin=BROWSELINK>
- Energistyrelsen. (2022). Bekendtgørelse om bæredygtighed og besparelse af drivhusgasemissioner for biomassebrændsler og flydende biobrændsler til energiformål, m.v.
- Energistyrelsen. (2022b). *Elproduktion - Pristillæg Opgradering Proces Varme*. Hentet fra [https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Stoette\\_vedvarende\\_energi/oversigt-aktuelle-stoettesatser2022\\_samlet.pdf](https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Stoette_vedvarende_energi/oversigt-aktuelle-stoettesatser2022_samlet.pdf)
- Gabriel, S., & Koch, T. (1998). Pyrolyse og forgasning. I T. H. Christensen, *Affaldsteknologi* (s. 301-318). Teknisk forlag.
- Guldberg, A. N., Henriksen, T., Schjødt-Hansen, J., & Graasbøll, S. (2022). *Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald - Del 1: Markedskortlægning*. Miljøstyrelsen.
- Hansen, V., Müller-Stöver, D. S., Petersen, C. T., Hauggaard-Nielsen, H., Ahrenfeldt, J., & Jensen, L. S. (2016). *Biokul og jordens frugtbarhed*. Herning, Danmark: Plantekongres 2016.
- Interessant1. (2022). Løbende dialog med Christian Wieth om behandling af haveaffald ved pyrolyse.
- Interessant8. (2022). Løbende dialog med Adam Ritzen fra Vow ASA omkring behandling af haveaffald ved pyrolyse.
- IPCC. (2021). *The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity. In Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY: Cambridge University Press. doi:10.1017/9781009157896.009
- Jansen, J. I. (2010). Anaerobic Digestion: Technology. I T. H. Christensen, *Solid Waste Technology & Management, 1 & 2* (s. 601-617). Blackwell Publishing Ltd.
- Kamp, A., & Thomsen, T. P. (25. Januar 2021). Kronik: Vi undervurderer temperatur- og klimateffekter af metanudledninger. *Ingeniøren*.
- Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet. (12. Oktober 2022). *Klimaindsatsen i Danmark*. Hentet fra kefm.dk: <https://kefm.dk/klima-og-vejr/klimaindsatsen-i-danmark>
- Krogmann, U., Körna, I., & Diaz, L. F. (2011). Composting: Technology. I T. H. Christensen, *Solid Waste Technology & Management* (s. 1001). Blackwell Publishing Ltd.
- Laghari, M., Müller-Stöver, D. S., Puig-Arnavat, M., Thomsen, T. P., & Henriksen, U. B. (2021). Evaluation of Biochar Post-Process Treatments to Produce Soil Enhancers

- and Phosphorus Fertilizers at a Single Plant. *Waste and Biomass Valorization*, 12(10), 5517–5532.
- Landbrugsstyrelsen. (2022). *Vejledning om gødsknings- og harmoniregler Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023*. København V: Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Maucieri, C., Barco, A., & Borin, M. (2019). Compost as a substitute for mineral N fertilization? Effects on crops, soil and N leaching. *Agronomy*, 193.
- Miljøstyrelsen. (2018). *Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål*. Danmark: BEK nr 1001 af 27/06/2018.
- Møller, J. A. (2010). *Miljøvurdering af udbringning af haveparkaffald på landbrugsjord*. Århus: DTU.
- NSR. (2022). Løbende dialog med Eva Stål fra NSR AB omkring pyrolyse af haveaffald.
- Rootzone. (2022). Løbende dialog med Mikkel Dalsgaard fra Rootzone omkring reaktorkompostering af haveaffald.
- Schmidt, H. p., Anca-Cource, A., Hagemann, N., Werner, C., Gerten, D., Lucht, W., & Kammann, C. (2019). Pyrogenic Carbon Capture and Storage. *Gcb Bioenergy*, 11(4), 573-591.
- Schmidt, J. E., Ahring, B. K., Angelidaki, I., & Kræmer, S. (1998). Biofargasning: teknologi. I T. H. Christensen, *Affaldteknologi* (s. 399-424). Teknisk forlag.
- Stentiford, E., & de Bertoldi, M. (2010). Composting: Process. I T. H. Christensen, *Solid Waste Technology and Management* (s. 513–532).  
doi:<https://doi.org/10.1002/9780470666883.ch34>
- Stiesdal. (2022). Løbende dialog med Jesper Ahrenfeldt omkring pyrolyse af haveaffald.
- Thomsen, T. P. (2021). *Climate Footprint Analysis of Straw Pyrolysis & Straw Biogas: Assessment of the Danish climate crisis mitigation potential of two new straw management*. Roskilde Universitet.
- Thomsen, T. P. (2022). Løbende dialog med ph.d. og lektor ved RUC på institut for mennesker og teknologi Tobias Pape Thomsen omkring behandling af haveaffald ved pyrolyse.
- Thöni. (2022). Løbende dialog med Thöni omkring kombineret anaerob og aerob nedbrydning af haveaffald.
- Trefor. (1.. August 2022). *Takstblad Fjernvarme - TREFOR*. Hentet fra <https://www.trefor.dk/globalassets/mediebibliotek-trefor/2.-varme/filer/takstblad---fjernvarme-pr.-1.8.2022.pdf>
- Ye, L., Camps-Arbestain, M., Shen, Q., Lehmann, J., Singh, B., & Sabir, M. (2020). Biochar effects on crop yields with and without fertilizer: A meta-analysis of field studies using separate controls. *Biochar and Sustainable Soil Management*, 36 (1), 2-18.

# Bilag 1. Bilagsrapport

COWI har udarbejdet en bilagsrapport, hvori du kan læse mere:

<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2023/02/Bilagsrapport.pdf>

## Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald - Del 3: Alternative teknologier til behandling af haveaffald i Danmark

Nærværende rapport omfatter en undersøgelse af alternative teknologier til behandling af haveaffald i Danmark. Teknologier, der potentielt kan bidrage til regeringens målsætning om at nedbringe det nationale klimaaftryk. Formålet er at undersøge potentialet for at erstatte den nuværende praksis for haveaffaldsbehandling, åben milekompostering. Det sker gennem en analyse af alternative teknologier/behandlingsformer baseret på en økonomisk og en klimamæssig screening.

De udvalgte scenarier/teknologier er 1) nuværende praksis, 2) reaktorkompostering, 3) pyrolyse, 4) kombineret anaerob og aerob nedbrydning og 5) forbrænding. For kombineret anaerob og aerob nedbrydning er der udvalgt en semi-dry teknologi og en plug-flow teknologi.

I rapporten er der opstillet scenarier, der angiver en realistisk fordeling af haveaffaldet mellem en eller flere teknologier. En massestrømsanalyse er opstillet for hvert scenarie, der beskriver affaldsflowet til de respektive teknologier. Samtlige behandlingsscenarier er forbundet med både CO<sub>2</sub>-ækv. udledninger og CO<sub>2</sub>-ækv. besparelser, som samlet summerer op til en nettobesparelse af drivhusgasser fra hvert behandlingsscenarie. For hver af de alternative behandlingsformer af haveaffaldet er der gennemført erhvervsøkonomiske beregninger. I de erhvervsøkonomiske beregninger er medregnet både indtægter og udgifter ifm. behandling af affaldet.



Miljøstyrelsen  
Tolderlundsvej 5  
5000 Odense C

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)