



Kortlægning af biomasser til biokul og CO₂-potentialer

Rapport

CIP Fonden

Dato: 1. juni 2023

Rev.nr.	Dato	Beskrivelse	Udarbejdet af	Kontrolleret af	Godkendt af
4. version	01.06.2023	Relevant biomasse og CO ₂ -potentiale fra kulstoflagring i biokul	LOSP	CKD	CKD

Indhold

1.	Indledning	5
2.	Sammenfatning	5
3.	Metode	12
4.	Mængder og placering af biomasser	13
4.1.	Halm	13
4.1.1.	Afgræsning	13
4.1.2.	Metode	13
4.1.3.	Resultater: Mængder, herunder diagram over fordeling i anvendelsen af samlet mængde	13
4.1.4.	Geografisk fordeling af ikke-bjærget halm	14
4.1.5.	Væsentlige usikkerheder	15
4.1.6.	Scenarier for udvikling i biomassen	15
4.2.	Digestat	16
4.2.1.	Afgræsning	16
4.2.2.	Metode	16
4.2.3.	Resultater: Mængder, herunder diagram over fordeling i anvendelsen af samlet mængde	17
4.2.4.	Resultater: geografisk fordeling og placering af anlæg	18
4.2.5.	Væsentlige usikkerheder	18
4.2.6.	Scenarier for udvikling i biomassen	19
4.3.	Dybstrøelse	19
4.3.1.	Afgræsning	19
4.3.2.	Metode	20
4.3.3.	Resultater: Mængder, herunder diagram over fordeling i anvendelsen af samlet mængde	20
4.3.4.	Væsentlige usikkerheder	21
4.3.5.	Scenarier for udvikling i biomassen	21
4.4.	Spildevandsslam	22
4.4.1.	Afgræsning	22
4.4.2.	Metode	22
4.4.3.	Resultater: Mængder, herunder diagram over fordeling i anvendelsen af samlet mængde	22
4.4.4.	Resultater: Geografisk fordeling og placering af anlæg	24
4.4.5.	Væsentlige usikkerheder	24
4.4.6.	Scenarier for udvikling i biomassen	25
4.5.	Have-/parkaffald	25
4.5.1.	Afgræsning	25
4.5.2.	Metode bag dataindsamling	25

4.5.3.	Resultater: Mængder, herunder diagram over fordeling i anvendelsen af samlet mængde.....	26
4.5.4.	Væsentlige usikkerheder.....	26
4.5.5.	Scenarier for udvikling i biomassen.....	27
4.6.	Træaffald.....	27
4.6.1.	Metode og mængder.....	27
4.6.2.	Scenarier for udvikling i biomassen.....	28
4.7.	Yderligere potentialer for biomasser til pyrolyse	28
5.	Kulstof-, energi- og massebalancer.....	29
5.1.	Halm	29
5.1.1.	Metode.....	29
5.1.2.	Resultater (diagram for kulstof-, energi- og massebalance)	29
5.2.	Digestat	31
5.2.1.	Metode.....	31
5.2.2.	Resultater (diagram for kulstof-, energi- og massebalance)	31
5.3.	Spildevandsslam	33
5.3.1.	Metode.....	33
5.3.2.	Resultater (diagram for kulstof-, energi- og massebalance)	33
6.	Samlet partiel effekt i år 0	35
7.	Nettoeffekt efter 100 år	36
7.1.	Overordnede betragtninger om nettoeffekter	37
7.2.	Eksempler på skøn over nettoeffekter	38
7.3.	Skøn over nettoeffekter efter 100 år af kulstoflagring i biokul fra de identificerede restbiomasser.....	41
8.	Sideeffekter	42
8.1.	Effekt af biokul på dyrkningskvaliteten af landbrugsjord.....	43
8.1.1.	Dyrkningsegenskaber.....	43
8.1.2.	Næringsstoffer	43
8.2.	Øvrige sideeffekter.....	44
8.2.1.	Generelle miljøeffekter for biokul.....	44
8.2.2.	Særligt om miljøeffekter for biokul produceret på slam.....	45
9.	Reguleringsmæssige barrierer for udbringning af biokul	45
9.1.	Regulering af udbringning af biokul baseret på træ og halm på landbrugsjord	46
9.2.	Regulering af udbringning af biokul baseret på digestat fra husdyrgødningsbaserede biogasanlæg og husdyrgødning på landbrugsjord.....	48
9.3.	Regulering af udbringning af biokul baseret på slam på landbrugsjord.....	49
9.4.	Afklaringsbehov ift. regulering.....	49
Bilag 1:	Økonomiske estimater for behandling af biomasser.....	50

1. Indledning

NIRAS har udarbejdet denne rapport for CIP-Fonden. Rapporten bygger på en analyse af tilgængelige biomasser til pyrolyse og produktion af biokul med henblik på kulstoflagring.

Formålet med analysen er at belyse restmængder af udvalgte relevante biomasser til pyrolysering mhp. kulstoflagring i biokul. Dertil at belyse klimaeffekterne af kulstoflagringen ved udbringning af biokullet på marker og andre relevante sideeffekter.

I analysen opgøres relevante restmængder af halm, digestat, dybstrøelse, spildevandsslam, have-/parkaffald og træ ud fra tilgængelige data. Der er taget udgangspunkt i de mængder, der i dag ikke har anden anvendelse, fx forbrænding med energiudnyttelse. Der er alene tale om en potentialeanalyse af fysiske mængder, og der er ikke taget stilling til, hvordan markedet for biomasse udvikler sig, og om der potentielt er konkurrerende anvendelser af biomasserne. Udnyttelse af biomasse har en stor interesse i den grønne omstilling, og det kan betyde en øget efterspørgsel på biomasse fremover, hvilket blandt andet kan medføre, at de kortlagte restmængder i analysen får en højere værdi.

Der er i analysen kigget på et udvalg af biomasser, der vurderes relevante ift. pyrolysering til biokul. Der er ikke tale om en udtømmende liste, og der kan være relevante biomasser, der ikke indgår i analysen.

Mængderne vises på kort for udvalgte biomasser. Dertil kortlægges effekterne af pyrolyse af halm, digestat og slam. Herunder beregnes overordnede skøn for kulstof-, energi- og massebalance og CO₂-effekter.

Til rapporten hører også en overordnet beskrivelse af sideeffekter ved pyrolyse og udbringning af biokul og de reguleringsmæssige barrierer for udbringning af biokul. Som bilag er vedlagt overordnede skøn for omkostninger til transport, tørring og opbevaring af halm, digestat og slam. Skønnene er relevante i en efterfølgende samfundsøkonomisk analyse af pyrolysering af biomasser til biokul.

2. Sammenfatning

Analysen bygger på desk research af tilgængelige data, primært fra Danmarks Statistik, Energistyrelsen, Affaldsdatasystemet (ADS) og brancheorganisationer.

Kortlægning af biomasser

Figur 2.1 viser de relevante restmængder af halm, digestat, spildevandsslam, have-/parkaffald og dybstrøelse.

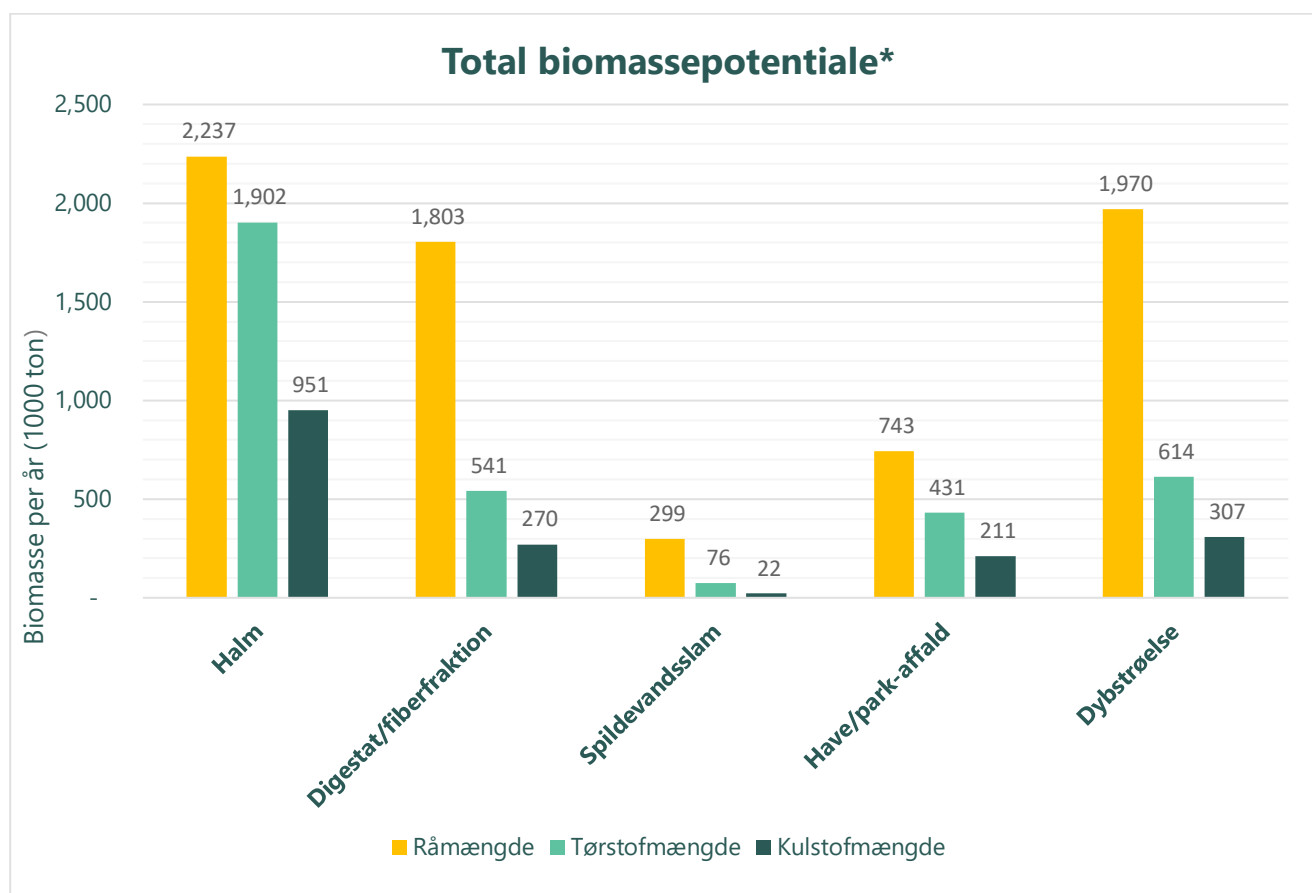
Restmængder er defineret som mængder, der i dag ikke har anden markedsrettet anvendelse, fx forbrænding med energiudnyttelse. For halm er det den mængde, der i dag ikke bliver bjærget, for spildevandsslam og for digestat er det den mængde, der i dag udbringes direkte på marken, for dybstrøelse er det den mængde, der i dag ikke bioforgasses og som derfor formentlig udbringes direkte på marken, og for have-/parkaffald er det den mængde, der i dag komposteres eller udbringes på marker. Der er ikke vurderet at være tilgængelige restmængder for træaffald, der i dag ikke forbrændes med energiudnyttelse eller oparbejdes til spånplader.

Mængderne er angivet i råmængder, tørstofmængder og kulstofmængder. Kulstofmængderne giver det bedste indblik i biomassernes potentiale ift. kulstoflagring i biokul.

Det ses, at halm kan levere det største input målt i kulstof, mens kulstofmængden fra spildevandsslam er meget begrænset. Dybstrøelse kan også levere et væsentligt input målt i kulstof, men der gøres opmærksom på, at der

er tale om et maksimalt potentiale, og der er ikke foretaget vurderinger af, om hele potentialet vil være hensigtsmæssigt at indsamle mhp. bioforgasning og pyrolysning, eller om der vil være kapacitet til at bioforgasse hele potentialet inden pyrolysning.

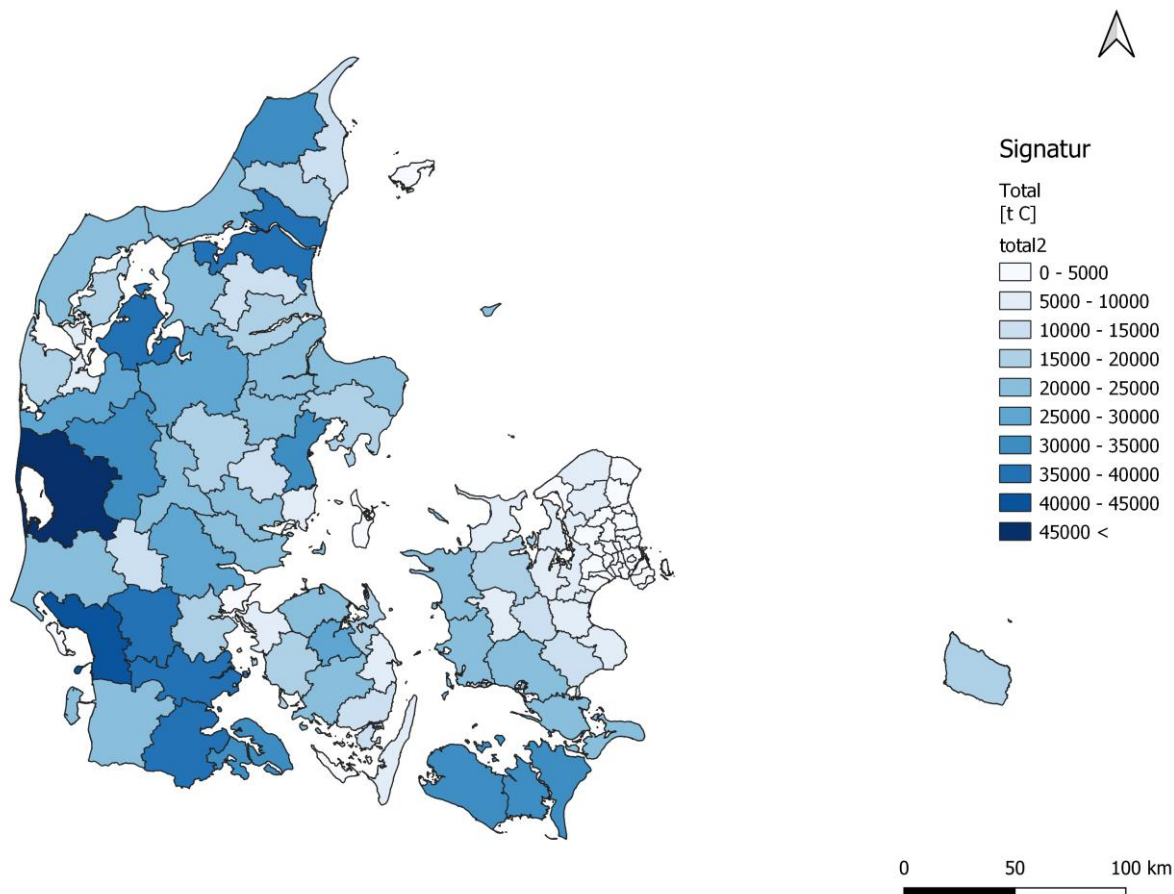
Det er antaget, at dybstrøelse bioforgasses inden pyrolysning, da det vurderes mest hensigtsmæssigt ift. resourceudnyttelsen og recirkulering af næringsstoffer.



Figur 2.1 Årligt biomassepotentiale for relevante restmængder af biomasse til pyrolyse. Data er fra nyeste tilgængelige data-sæt, årstal fremgår af efterfølgende afsnit om de enkelte biomasser. *Råmængde for dybstrøelse angives som massen af fiberfraktion af det digestat, som bioforgasning af dybstrøelsen resulterer i.

Den geografiske fordeling af restmængderne af halm, digestat og spildevandsslam er vist på danmarkskort i afsnit 4. Herunder er vist et kort med fordeling af samlede kulstofmængder fra restmængderne af halm, digestat og spildevandsslam. Der ses størst koncentration i Jylland og på Lolland-Falster.

Der kan være usikkerheder forbundet med fordelingen af de enkelte biomasser, hvilket uddybes i afsnit 4 for de enkelte biomasser. For halm gælder det fx, at den ikke bjærgede halm er fordelt ud fra data om kornproduktion. Fordelingen vil dog afhænge af flere andre faktorer, fx af lokale afsætningsmuligheder for halmen.



Figur 2.2 Totale kulstofmængder fra halm, digestat og spildevandsslam fordelt på kommuner.

CO₂-effekter

Overordnede skøn for CO₂-effekterne fra lagring af kulstof i biokul fra biomasserne er belyst ved to tilgange: Partiel effekt i år 0 og nettoeffekt over 100 år.

Partiel effekt i år 0

Den partielle effekt i år 0 er den isolerede effekt, som er forbundet med binding af kulstof i biokul umiddelbart efter pyrolyse og omsat til CO₂ lagringseffekt. Effekten er beregnet ud fra overordnede nøgletal for kulstofindholdet i biokul efter pyrolyse af den pågældende biomasse. Nøgletallene er baseret på erfaringer med omsætning af biomasserne i pyrolyseanlæg og er forbundet med nogen usikkerhed, da kulstofbalancen vil variere med biomassens kulstofindhold og indretningen af pyrolyseprocessen.

Den partielle effekt i år 0 kan være relevant at beregne ifm. vurderinger af reduktionspotentialer ift. kortsigtede klimamål, der er indrettet som punktmål, herunder fx klimalovens mål om 70 pct. drivhusgasreduktion i 2030 ift. 1990. I den forbindelse bør der fratrækkes evt. kulstoflagring i referencescenariet, jf. faktaboks på s. 10.

Nettoeffekt efter 100 år

I nettoeffekten modregnes det kulstofoptag, der ville være i referencesituationen – altså den situation hvor biomassen udbringes på marken uden pyrolysning og lagring i biokul. Nettoeffekten er dermed forskellen mellem den kulstofbinding, der ville være sket i en referencesituation og kulstofbindingen i biokullet. I indretningen af klimapolitikken er det især relevant at beregne nettoeffekten over tid, således at den stabile CO₂-lagring kan indgå i beslutningsgrundlag. Dertil kommer, at det er relevant at dokumentere nettoeffekten over tid ifm. certificering af biokullet med henblik på salg af klimakreditter fra kulstoflagringen i biokullet.

I denne rapport er der for biomasserne udført grove skøn for nettoeffekten. Skønnene er udført baseret på en tidseffekt efter 100 år og tager dermed højde for, at der tages en nedbrydning af kulstoffet over tid (både i referencen og ved lagring i biokul).

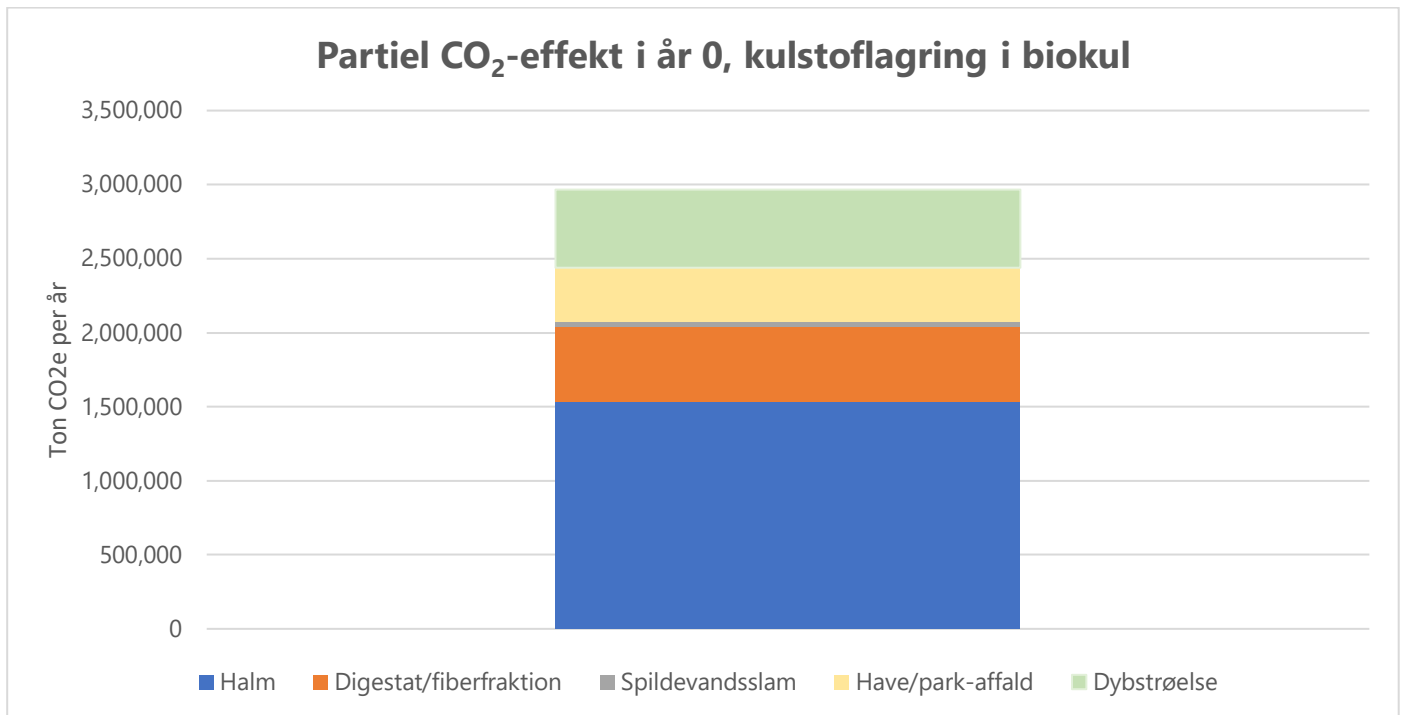
Derudover kan der også være effekter fra eventuelle undgåede udledninger fra opbevaring og spredning af biomassen uden pyrolysning og substitution af fossil energi med energi (gas) fra pyrolyseprocessen, som potentielt kan tages med i beregninger af nettoeffekten, men som der ikke er udført nærmere beregninger på i denne rapport.

Nettoeffekt efter 100 år er i denne rapport belyst ud fra estimater fra Aarhus Universitets udgivelse "Knowledge Synthesis on Biochar in Danish Agriculture" fra 2022¹ (benævnes herefter AU's Vidensyntese), hvor effekt over tid og i forhold til referencesituationen estimeres for 1 ton tørstof af halm, digestat og slam. Nettoeffekterne er desuden belyst ud fra supplerende estimater udarbejdet af RUC's Institut for Mennesker og Teknologi (herefter RUC) til CIP-Fonden. Estimaterne fra AU's Vidensyntese baseres på konservative teoretiske betragtninger omkring biokullets kvalitet, mens estimaterne fra RUC baseres på analyser af biokul fra danske pyrolyseanlæg, hvilket uddybes nærmere i afsnit 7.

Estimaterne er beregnet på baggrund af antagelser omkring forholdet mellem brint og kulstof i biokullet, temperatur i jorden og tidseffekter. Estimaterne vurderes at være behæftet med usikkerhed, da de er udtryk for teoretiske og generaliserede betragtninger. Derfor er det også usikkert, om referencesituationen fra estimaterne svarer til de identificerede restbiomasser, der er arbejdet med i denne rapport. Endelig opgør AU's Vidensyntese og RUC ikke estimater for have-/parkaffald og dybstrøelse, hvorfor skønnene for disse biomasser baseres på estimater fra de øvrige biomasser. Eftersom effekterne kan variere i stor grad mellem biomasser, øger dette usikkerheden. Effekterne belyses nærmere i afsnit 7.

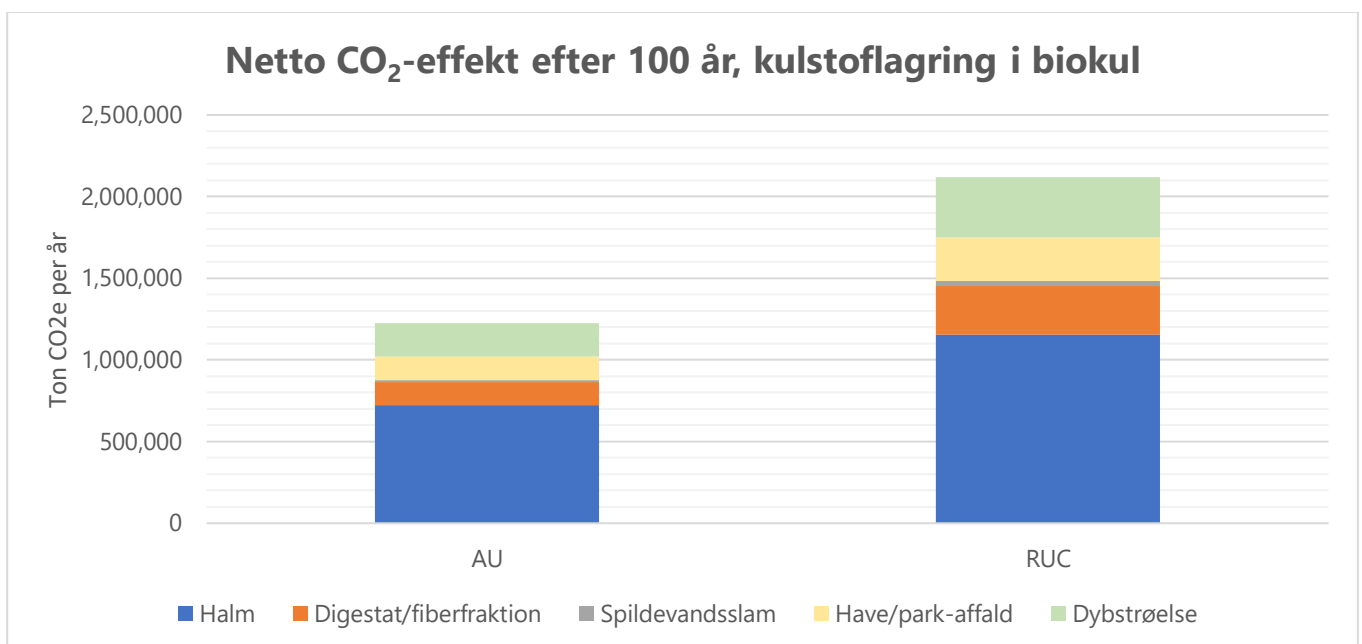
Resultater, partiel effekt og nettoeffekt efter 100 år

Figur 2.3 viser et sammenlagt potentiale for den partielle effekt i år 0 af kulstofbinding i biokul ved pyrolysning af de identificerede restmængder af biomasserne omsat til CO₂-lagringseffekt på i alt omkring 3 mio. ton CO₂-ækv./år. Det største potentiale udgøres af halm, men figuren viser også et betydeligt potentiale fra digestat og bioforgasset dybstrøelse. Potentialet fra slam udbragt på landbrugsjord er til sammenligning meget lille. Skønnene for have-/parkaffald og dybstrøelse er grove, da NIRAS ikke kender til erfaringstal for omsætningen i et pyrolyseanlæg.



Figur 2.3: Sammenlagte potentielle partielle effekt fra kulstoflagring i biokul af de identificerede restbiomasser, omsat til CO₂-lagringseffekt beregnet ud fra kulstofbalancen for pyrolysning af de pågældende biomasser som angivet i AU's vidensyntese.

Figur 2.4 viser nedenfor et sammenlagt skøn over nettoeffekten efter 100 år, hvor der tages højde for reference-situationen, dvs. den kulstoflagring, der ville have været ved direkte udbringning af biomasserne på landbrugs-jord efter 100 år uden forudgående pyrolysning, udregnet som effekten af de kortlagte restbiomasser i denne rapport ud fra estimater for CO₂-effekten pr. 1. ton tørstof fra AU's Vidensyntese og RUC.



Figur 2.4: Sammenlagt potentielle nettoeffekter efter 100 år for de kortlagte restbiomasser i rapporten, beregnet ud fra estimater fra AU og RUC for CO₂-effekten pr. ton tørstof af biomasserne.

Figur 2.4 viser ikke overraskende, at nettoeffekten af de pågældende biomasser efter 100 år vil være mindre end den partielle effekt i år 0. Det skyldes dels nedbrydning af kulstoffet i biokul over tid, dels modregningen af kulstoflagringen i referencesituationen. Figuren er baseret på grove skøn, da estimerne til udregning heraf som tidligere beskrevet er forbundet med usikkerhed og endvidere ikke er beregnet specifikt for have-/parkaffald og dybstrøelse. Figuren viser, at der er stor forskel mellem de forudsætninger, der lægges til grund for estimerne fra AU's Vidensyntese og RUC. Forskellen skyldes som tidligere nævnt højst sandsynligt, at AU's Vidensyntese baseres på et konservative teoretiske skøn omkring biokullets kvalitet og nedbrydelighed over tid, mens RUCs tal baseres på analyser af biokul fra danske pyrolyseanlæg. Forholdene mellem effekterne mellem biomasser er i store træk uændret ift. den partielle CO₂-effekt i år 0, jf. Figur 2.3.

Faktaboks: Sammenligning af CO₂-effekt med klimamålsætning i 2030

Det er relevant at sammenligne CO₂-effekten af kulstoflagringen i biokul ved pyrolysning af de kortlagte biomasser med politiske målsætninger for drivhusgasreduktion, herunder klimalovens mål om 70 % drivhusgasreduktion i 2030 ift. 1990. Da 2030-målet er et punktmål, vil sammenligningen skulle tage udgangspunkt i CO₂-effekten i det pågældende år. Herunder bør sammenligningen skulle tage højde for effekterne i referencescenariet, dvs. kulstoflagringen når biomasserne udbringes direkte på markerne.

Energistyrelsen har udarbejdet et teknisk reduktionspotentiale ved anvendelse af biokul i landbrugsjord i 2030, afgrænset af det danske biomassegrundlag af halm. I beregningerne indgår effekten af kulstoflagringen i biokullet umiddelbart efter pyrolysning og efterfølgende nedpløjning. Fra denne effekt fratrækkes en beregnet effekt, hvor ikke-bjærget halm i stedet nedpløjes på markerne (referencescenariet). Der er ikke indregnet en aftagende effekt af biokullet over tid, eftersom potentialet fokuserer på punktmålet i 2030 og skal illustrere et reduktionspotentiale i 2030². I en fremskrivning af effekterne af biokul vil indgå, at biokullets og halmens kulstof afdamper over årene. Energistyrelsen behandler forskellige refleksioner herom i deres notat om beregning af teknisk reduktionspotentiale for biokul³.

NIRAS har ikke mulighed for at beregne et reduktionspotentiale i 2030 for øvrige biomasser, hvor der på samme måde tages hensyn til udledningerne i referencescenariet som i Energistyrelsens tekniske reduktionspotentiale, da der ikke findes nationale data specifikt for kulstoflagringen i referencescenariet i år 0 for digestat, dybstrøelse, slam og have-/parkaffald. Effekten af nedpløjning af ikke-bjærget halm estimeres af Energistyrelsen til 0,4-0,5 mio. ton i 2030. Skal NIRAS' tal for den partielle effekt i år 0 sammenlignes med reduktionsmankoen for klimamålet i 2030, skal der altså tages højde for, at der bør fratrækkes en effekt af kulstoflagringen fra den samlede biomasse i referencescenariet.

² Energistyrelsen 2022: KP22, Teknisk Reduktionspotentiale og Omstillingshastighed, TRP27: Biokul fra pyrolyse af halm mm.: https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Basisfremskrivning/trp27_biokul_fra_pyrolyse_af_halm.pdf

³ Energistyrelsen 2022: KP22, Teknisk Reduktionspotentiale og Omstillingshastighed, TRP27: Biokul fra pyrolyse af halm mm.: https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Basisfremskrivning/trp27_biokul_fra_pyrolyse_af_halm.pdf

Relevante nøgletal

I Tabel 2.1 nedenfor opsummeres de kortlagte restmængder af biomasserne og de anvendte omregningsfaktorer til tørstof, kulstof, biokul og lagring i CO₂e. Kilderne til tallene gennemgås i efterfølgende afsnit. Omregningsfaktoren fra kulstof (C) til CO₂ er 44/12, som er et udtryk for forholdet i molvægt mellem C og CO₂.

Der er ikke regnet kulstof- og massebalancer for pyrolyse af dybstrøelse og have-/parkaffald, bl.a. på grund af manglende erfaringstal for balancerne. Der er dog lavet et eget meget groft skøn for kulstofindholdet i biokul fra dybstrøelse og have-/parkaffald baseret for erfaringstal for pyrolyse af digestat, jf. tal i kantede parenteser i Tabel 2.1.

Tabel 2.1: Restmængder og nøgletal

	Halm	Digestat/ fiberfraktion	Dybstrø- else/dige- stat, fiber- fraktion	Spilde- vandsslam	Have-/ parkaffald	Total (ton pr. år)
Mængder (ton pr. år)						
Vådstof	2.237.000	1.803.000	1.970.000	299.000	743.000	8.036.000
Tørstof	1.902.000	541.000	607.000	76.000	431.000	3.498.000
Kulstof	951.000	270.000	304.000	22.000	211.000	1.729.000
Biokul (samlet mængde)	582.000	234.000		38.000		
Partiel effekt i år 0 af kulstoflagring i biokul, omregnet til CO ₂ e	1.534.000	506.000	[535.000]	32.000	[368.000]	[2.974.000]
Skøn for nettoeffekt efter 100 år af kulstoflagring i biokul, omregnet til CO ₂ e (på baggrund af estimater fra AU vidensyntese)	725.000	141.000	[205.000]	11.000	[145.000]	[1.227.000]
Skøn for nettoeffekt efter 100 år af kulstoflagring i biokul, omregnet til CO ₂ e (på baggrund af estimater fra RUC)	1.154.000	298.000	[376.000]	32.000	[264.000]	[2.125.000]
Omregningsfaktorer						
Tørstoffaktor (andel tørstof i våd masse/fiberfraktion)	85 %	30 %	30-50 %	22,5 – 30 %	58 %	
Kulstoffaktor (andel kulstof af tørstof)	50 %	50 %	50 %	21 – 35 %	49 %	
Andel biokul af tørstof i inputmasse	26 %	39 %		50 %		
Andel kulstof i biokul af kulstof i inputmasse	44 %	51 %	[48 %]	40 %	[48 %]	

Nettoeffekt af kulstoflagring i biokul efter 100 år, AU's Vidensyntese (kg. CO ₂ e/ton tørstof)	381	293	[337]	142	[337]	
Nettoeffekt af kulstoflagring i biokul over efter 100-år, RUC (kg. CO ₂ e/ton tørstof)	607	618	[613]	428	[613]	

Øvrige sideeffekter

Derudover bør der være opmærksomhed på øvrige sideeffekter af udbringning af biokul på marker. Der er nogen forskning på området vedr. påvirkningen af jordens dyrkningskvalitet og indholdet af næringsstoffer og miljøfremmede stoffer i biokullene, men der er et stort forskningsbehov på området. De mest fremtrædende sideeffekter er belyst i afsnit 8.

Reguleringsmæssige udfordringer

Der er en række reguleringsmæssige udfordringer forbundet med udbringning af biokul på marker. Grundlæggende er det i dag ikke tilladt at udbringe biokul på marker uden at ansøge om tilladelse i den relevante kommune i henhold til Miljøbeskyttelseslovens §19. Reguleringen heraf er kompleks og er nærmere beskrevet i afsnit 9.

3. Metode

Rapportens analyse er foretaget på baggrund af desk research af tilgængelige data og viden suppleret med ekspertviden. I nogle tilfælde er der rakt ud til brancheorganisationer for data. Analysen af biomasser er primært foretaget på baggrund af indhentet data fra fx Danmark Statistik, Energistyrelsen og Affaldsdatasystemet (ADS).

Mængden af biomasserne, som er hensigtsmæssige at anvende til pyrolyse til biokul, er grundlæggende defineret som restmængder. Dvs. de mængder, der i dag ikke har en anden markedsrettet anvendelse. Nærmere bestemt er de mængder, som i dag ikke indhentes (halm) eller som i dag udbringes direkte på marker (digestat, slam, dybstrøelse) eller komposteres (have-/parkaffald).

Denne betragtning er i overensstemmelse med Det Bioøkonomiske Panels betragtninger om, at det er det nederste lag "kaskadelag" af biomassehierakiet, som er kendetegnet ved at være affald og uegnet til fødevarer, der bør indgå i pyrolyse. Processen kan med fordel indledes af biogasproduktion. På den måde kan processen både resultere i energiproduktion og kulstof til kulstoflagring, samtidig med at biomassens ressourcer udnyttes bedst muligt⁴. Dette forudsætter, at biomassen er egnet til bioforgasning.

Halm, have-/parkaffald og træaffald hører til i et højere kaskadelag, da biomasserne i princippet med rette teknologi kan omsættes til produkter af højere værdi som fx materialer, kemikalier og brændstoffer, hvorefter restfibre kan indgå fx i biogasproduktion og pyrolyse. Det kræver dog mere modne teknologier på markedet, end hvad der er tilfældet i dag, og i denne rapport indgår restmængderne af halm og haveaffald derfor uden

⁴ Det Nationale Bioøkonomipanel 2022: Anbefalinger, Bioressourcer til grøn omstilling, https://fvm.dk/fileadmin/user_upload/FVM.dk/Dokumenter/Foedevarer/Anbefalinger_fra_Det_Nationale_Biooekonomipanel_28092022.pdf

yderligere behandling som potentiale for pyrolyse til biokul. Dybstrøelse antages at blive bioforgasset før out-puttet i form af digestat (fiberfraktionen) pyrolyseres.

Metoderne i de enkelte delanalyser er beskrevet nærmere i de relevante afsnit.

4. Mængder og placering af biomasser

I dette afsnit gennemgås metode og resultater for kortlægning af restmængderne af halm, digestat, dybstrøelse, spildevandsslam, have-/parkaffald og træaffald.

4.1. Halm

4.1.1. Afgræsning

Den mængde halm, der vurderes relevant ifm. pyrolyse til biokul, defineres som den halm, der i dag ligger tilbage på marken efter indhentning af halm.

Jf. Det Nationale Bioøkonomiske Panel vurderes det, at 80 % af den ikke-bjærgede halmmængde vil kunne benyttes til anden anvendelse '*uden forsyningsmæssige problemer eller negative klima-, miljø- og naturmæssige påvirkninger*'⁵. Der tages udgangspunkt i dette estimat.

4.1.2. Metode

Danmarks Statistik (DST) har opgjort for 2022, hvor stor en mængde af det danske halmudbytte, der anvendes til hhv. fyring, foder og strøelse mv., samt hvor stor en andel, der ikke er bjærget og dermed vurderes relevant ifm. pyrolyse til biokul.⁶

Ifølge DST udgør 15 % af halmudbyttet vand⁷. Der benyttes et estimat for kulstofindholdet på 50 %⁸ af tørstofindholdet.

Geografisk fordeling af halmmængder

Det ikke-bjærgede halm er fordelt geografisk ud fra den geografiske fordeling af kornproduktion. Data for kornproduktion er indhentet fra DST fra bedriftsoptælling 2020, areal med korn fordelt på kommuner⁹.

Fordelingsnøgle er lavet ud fra kommuners estimerede areal brugt på dyrkning af korn, og mængden af ikke-bjærget halm ganges sammen med fordeling af kommuners areal brugt på dyrket korn.

4.1.3. Resultater: Mængder, herunder diagram over fordeling i anvendelsen af samlet mængde

De fremkomne mængder for halm fremgår af Figur 4.1, herunder de halmmængder, der i dag indhentes og går til fyring, strøelse og foder, og den halmmængde, der ikke bjærges, og som dermed potentielt kan udnyttes i pyrolyse til biokul. Dertil fremgår også de beregnede mængder af tørstof og kulstof i den ikke-bjærgede halm.

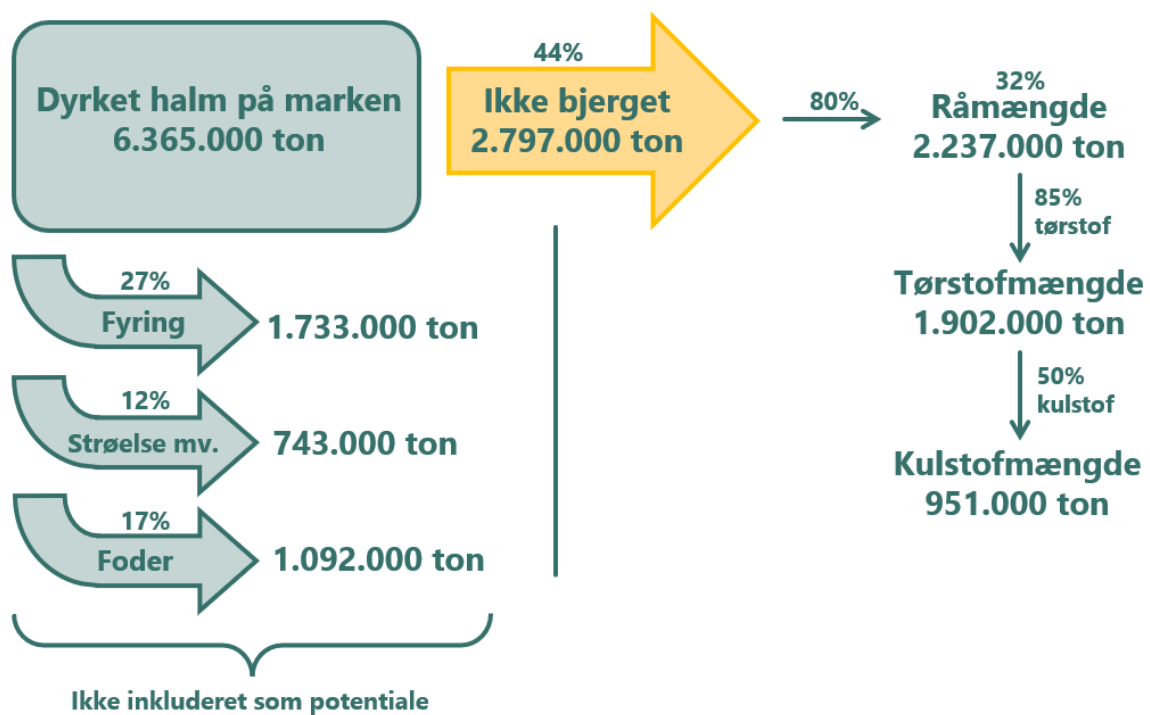
⁵ Det Nationale Bioøkonomipanel: Faktaark – værdikæder for halm, [https://mst.dk/media/91745/faktaark - vaerdikaeder for halm.pdf](https://mst.dk/media/91745/faktaark_-_vaerdikaeder_for_halm.pdf).

⁶ Statistikbanken: Tabel HALM1, <https://www.statistikbanken.dk/HALM1>.

⁷ NIRAS korrespondance med Martin Lundø, Chefkonsulent, DST.

⁸ Food & Bio Cluster Denmark 2020: Straw to Energy, second edition.

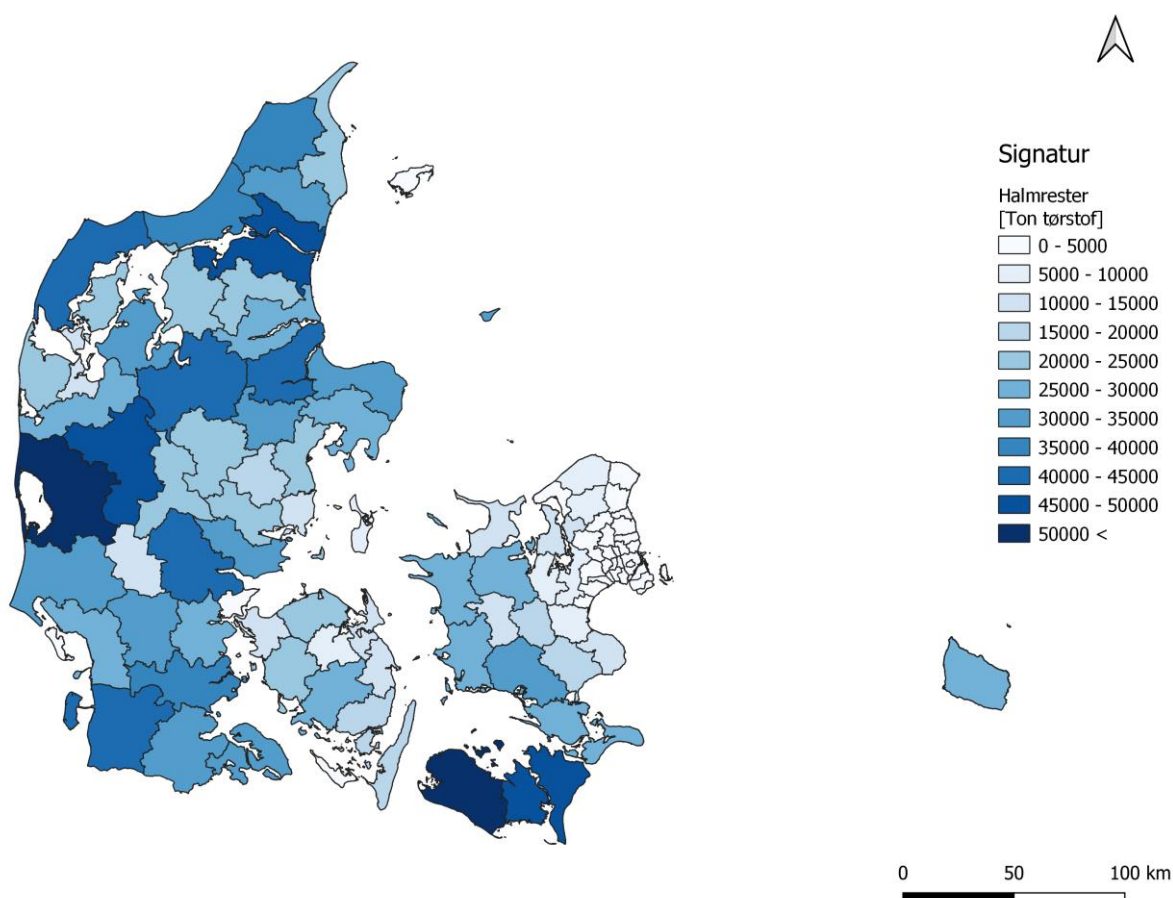
⁹ Statistikbanken: Tabel BDF51, <https://www.statistikbanken.dk/BDF51>.



Figur 4.1: Halmmængder, herunder ikke bjerget halm inkl. kulstofindhold. Kilde: Danmarks Statistik

4.1.4. Geografisk fordeling af ikke-bjærget halm

Figur 4.2 viser den geografiske fordeling af ikke-bjærget halm. Der ses størst mængder i Jylland, Syd- og Vest-sjælland og på Lolland-Falster.



Figur 4.2: Fordeling af mængden af ikke-bjærget halm i ton tørstof på kommuner, fordelt ud fra kornproduktionen. Der er usikkerheder forbundet med denne fordeling, da fordelingen vil afhænge af flere faktorer end kornproduktionen, fx af lokale afsætningsmuligheder.

4.1.5. Væsentlige usikkerheder

Det Nationale Bioøkonomiske Panels vurdering af, hvor store mængder af det ikke-bjærgede halm, der reelt kan indhentes (80 %) er forbundet med usikkerhed.

Endvidere giver den geografiske fordeling af ikke-bjærget halm efter kornproduktion ikke nødvendigvis et retvisende billede af den geografiske fordeling. Mængderne af ikke-bjærget halm vil afhænge af flere faktorer end kornproduktionen, fx af de lokale afsætningsmuligheder på biomassefyrede energianlæg, og af arealernes størrelse, hvor små arealer kan være mindre attraktive at bjærge halmen fra pga. udgifterne forbundet med ballepressere.

4.1.6. Scenarier for udvikling i biomassen

Det Nationale Bioøkonomiske Panel vurderer i deres samlede scenarie for udviklingen i biomasser et ekstra potentiale for bjærkning af halm på 1,5 mio. ton tørstof om året i 2030 i forhold til i dag. Dette forstås som den

mængde halm, det vil være muligt at bjærge yderligere sammenlignet med i dag¹⁰. Dette vurderer Bioøkonomipanelet realistisk på trods af, at scenariet også indebærer, at den samlede halmproduktion reduceres pga. omlægning til flerårige bioraffineringsafgrøder. En del af årsagen til at potentialet kan bibeholdes er afgrøder med længere halmstrå.

Bioøkonomipanelet vurderer altså, at den tilgængelige restmængde af halm er en smule mindre end potentialet for ikke-bjærget halm som kortlagt af NIRAS og vist i Figur 4.1. Det kan blandt andet skyldes, at Bioøkonomipanelet også forudsætter en udvikling i landbruget generelt mod flere flerårige bioraffineringsafgrøder og et faldende areal til etårige afgrøder. Det kan potentielt mindske halmmængden men også føre til en restmængde fra de flerårige bioraffineringsafgrøder efter bioraffinering.

I den bagvedliggende rapport til Bioøkonomipanelets anbefalinger fra Aarhus Universitet er der ligeledes fremlagt scenariebetrægtninger frem mod 2050, hvor der ikke vurderes et større yderligere potentiale for yderligere halminput i de fremlagte biomassescenarier¹¹.

4.2. Digestat

Digestat er afgasset biomasse fra biogasanlæg. Inputbiomassen til biogasanlæg består i dag af gylle, dybstrøelse, afgrøderester, industriaffald med oprindelse i landbruget og organisk dagrenovation¹².

4.2.1. Afgrænsning

Den mængde digestat, der vurderes relevant ifm. Pyrolyse, er fiberfraktionen af den mængde, der i dag udbringes direkte på landbrugsjord. Det antages altså, at digestatet separeres i en våd fraktion og en fiberfraktion inden pyrolysning. Der tages udgangspunkt i, at den tilgængelige mængde er den samlede fiberfraktion fra biogasanlæg.

4.2.2. Metode

Data omkring totale mængder af biomasseinput til biogasanlæg er indhentet fra Biogas Danmark. Mængderne er herefter omregnet til digestat, fiberfraktion, tørstof og kulstof efter nøgletal omkring sammensætningen af biomasser, der leveres til biogasanlæg. Nøgletal fremgår i Figur 4.3.

Der er regnet med, at fiberfraktionen udgør 12 % af digestat¹³, at tørstof udgør 30 % heraf, og at kulstof udgør 50 % heraf¹⁴.

Geografisk fordeling på kommuner

Digestat er fordelt på kommuner ved at fordele mængderne på biogasanlæg efter kapaciteten oplyst i anlæggenes miljøgodkendelser. Anlæg og mængder er herefter koblet på kommuner ved hjælp af adresser på anlægene. Liste over biogasanlæg er indhentet fra Energistyrelsen.

¹⁰ Det Nationale Bioøkonomiske Panel 2022: Anbefalinger, Bioressourcer til grøn omstilling, https://fvm.dk/fileadmin/user_upload/FVM.dk/Dokumenter/Foedevarer/Anbefalinger_fra_Det_Nationale_Biooekonomipanel_28092022.pdf

¹¹ Aarhus Universitet, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug 2022: [Scenarier for anvendelse af biomasseressourcer i fremtidens produktionssystemer for fødevarer, energi og materialer inden rammerne af gældende politik for landbrug, miljø, klima, natur og energi.](#)

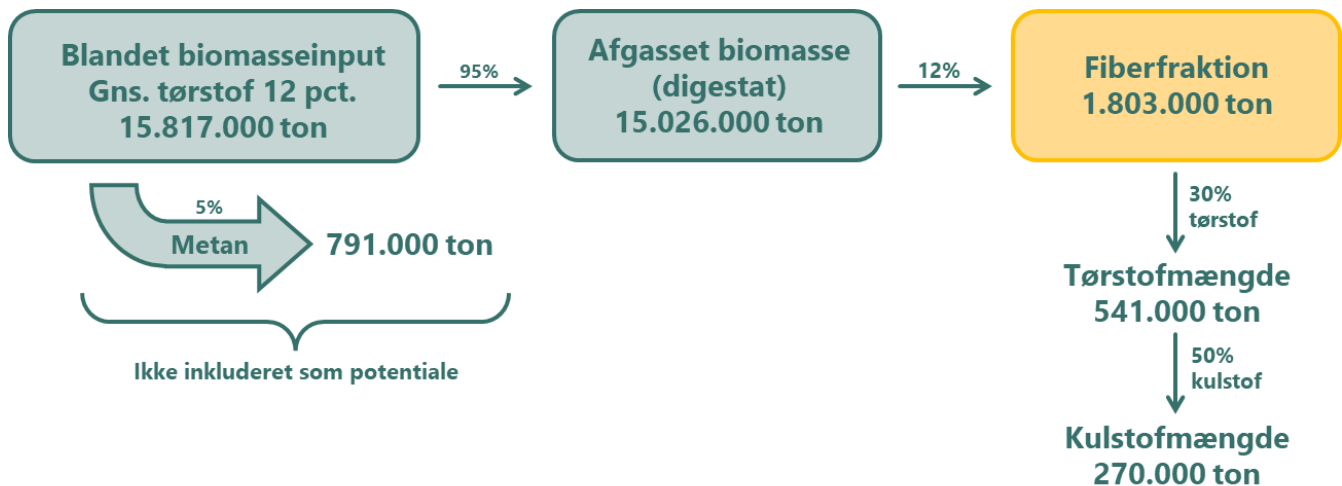
¹² [Biogas Danmark: Biogas Outlook 2022.](#)

¹³ Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions/ Møller, Henrik B.; Lund, Ivar; Sommer, Sven Gjedde. *I: Bioresource Technology, Bind 74, 2000, s. 223-229.*

¹⁴ SEGES og Landbrug & Fødevarer 2019: Fosforregulering - er biogasanlæg en løsning eller en udfordring?

4.2.3. Resultater: Mængder, herunder diagram over fordeling i anvendelsen af samlet mængde

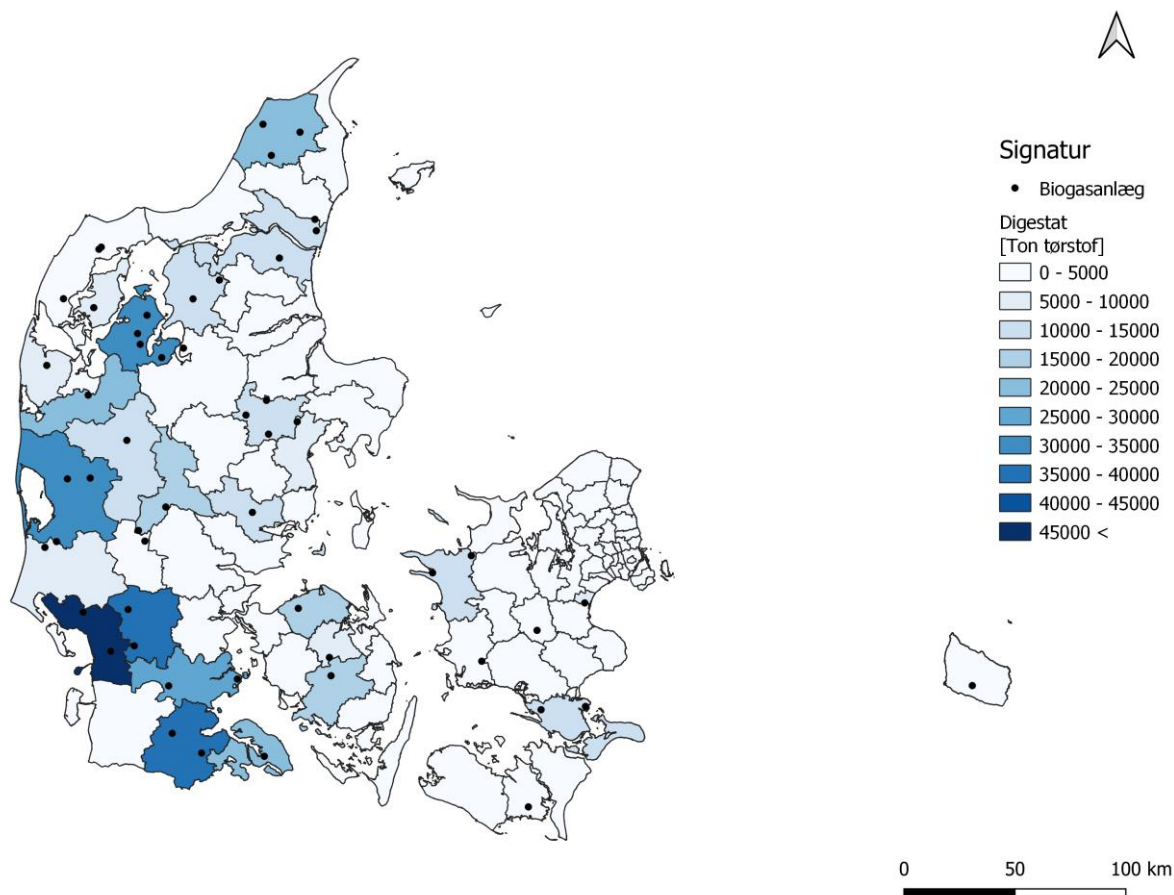
Figur 4.3 viser samlet biomasseinput til biogasanlæg i Danmark og den efterfølgende beregnede afgassede mængde digestat, fiberfraktion, tørstofmængde og kulstofmængde. Typen af biomasser, der modtages på anlæggene er beskrevet i 4.2.2. Væsentlige nøgletal i beregningerne fremgår af figuren.



Figur 4.3: Baseret på de biomasser der modtages på de danske biogasanlæg er der overslagsmæssigt beregnet digestatmængde tørstof og kulstof efter afgang i biogasanlæg og separation af digestat. Kilde: Biogas Danmark og NIRAS' egne beregninger.

I Figur 4.4 ses digestatmængder fordelt på kommuner og placering af biogasanlæg. Der ses ikke overraskende størst mængder i de områder, hvor der primært er animalsk landbrugsproduktion, dvs. Nord-, Vest- og Sønderjylland.

4.2.4. Resultater: geografisk fordeling og placering af anlæg



Figur 4.4: Digestatmængder (tørstof) fordelt på kommuner. Prikker viser placering af eksisterende biogasanlæg

4.2.5. Væsentlige usikkerheder

Energistyrelsen har ét aggregeret tal for biomasser, der tilføres biogasanlæg i Danmark. Fordeling af biomasse ud på anlæg og kommuner er baseret på oplysninger, der er angivet i biogasanlæggenes miljøgodkendelser. Den biomasse mængde, der er oplyst i miljøgodkendelsen, er en maksimal mængde, der må tilføres anlægget, og den ramme er måske ikke fuldt ud udnyttet på alle anlæg. Der ses dog en god overensstemmelse mellem anlæggenes maksimale kapacitet og den samlede mængde, der er tilført biogasanlæggene i året sæsonen 1. juli 2021 – 30. juni 2022. Tallet rammer inden for 0,3 % af den maksimale kapacitet.

Der blev i starten af "00'erne" gennemført en lang række separeringsforsøg med ubehandlet og afgasset biomasse¹⁵. Fra disse forsøg samt erfaringer refereret til i rapporten "Fosforregulering - er biogasanlæg en løsning eller en udfordring", SEGES 2019, er det vurderet, at fiberfraktionen fra separeret afgasset biomasse blive separeret i en dekanter centrifuge og mængdemæssigt i gennemsnit vil udgøre 12 % af den afgassede biomasse og vil have et tørstof indhold på 30 %. Disse faktorer vil være påvirket af flere forhold som hydraulisk opholdstid i biogasanlægget, procestemperatur, råvarer sammensætningen, mv. men med stigende andel tørstof i biomasser (dybstrøelse, frøgræsensilage, halm mv.), der tilføres anlægget, er disse faktorer valgt som et gennemsnit.

¹⁵ Møller, Henrik B.; Lund, Ivar; Sommer, Sven Gjedde (2000): Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions./I: Bioresource Technology, Bind 74, s. 223-229

Kulstofindhold i fiberfraktionen er baseret på oplysninger i "Fosforregulering - er biogasanlæg en løsning eller en udfordring", SEGES 2019.

4.2.6. Scenarier for udvikling i biomassen

Den mulige anvendelse af digestat til pyrolysning mhp. kulstoflagring i biokul vil blandt andet afhænge af, om digestat kan undværes i landbruget. Digestat bliver i dag brugt til jordbrugsformål i bunden af kaskadeudnyttelsen, hvor det har en værdi som gødning til udbringning på landbrugsjord, og sparer dermed ressourcer ved at erstatte handelsgødning. Det Nationale Bioøkonomiske Panel beskriver desuden, at recirkuleringen af næringsstoffer er afgørende for den fremtidige frugtbarhed af jorden, som også er vigtig for udviklingen af økologisk landbrug. Endvidere vil næringsstoffer i den afgassede biomasse være mobile i modsætning til grøngødning med kvælstoffikserede afgrøder, der skal pløjes ned inden kvælstoffet kan optages af fx korn på marken året efter.

Digestatmængden kan øges ved øget bioforgasning af fx husdyrgødning. Potentialet herfor er beskrevet i følgende afsnit.

4.3. Dybstrøelse

Dybstrøelse er relevant at tage med i analysen pga. det høje indhold af tørstof fra halm ift. rå gylle. Dybstrøelse består af en blanding af halm og husdyrgødning og stammer fra stalde, hvor dyrene går på halm. Dybstrøelsens potentiale vurderes her fratrukket den andel, der i dag bioforgasses. Der kan være et yderligere tørstofpotentiale fra husdyrgødning fra rå gylle, som belyses sidst i afsnittet iht. Bioøkonomipanelets anbefalinger.

Det vurderes mest hensigtsmæssigt ift. ressourceudnyttelsen, at den mængde dybstrøelse, der i dag udbringes på markerne fremover behandles i biogasanlæg inden pyrolysning. Dermed sikres, at næringsstoffressourcerne recirkuleres. Beregningerne på kulstofindhold i dybstrøelsen tager altså udgangspunkt i, at dybstrøelsen har været gennem et biogasanlæg.

Dybstrøelse (30-60 % tørstof) og fastgødning (20-23 % tørstof) er mere arbejdskrævende at udsprede end digestat, og næringsstofferne kan ikke placeres lige så jævnt i marken som for gylle eller blandet afgasset biomasse. Der er derfor en række fordele for landmanden ved at levere dybstrøelse til biogasanlægget og få næringsstofferne retur som flydende afgasset biomasse.

Der er ikke udarbejdet kort over den geografiske fordeling af dybstrøelse, da det ligger uden for denne analyses ramme.

4.3.1. Afgrænsning

Den mængde dybstrøelse, der kan betragtes som en restmængde og vurderes relevant ifm. pyrolyse til biokul, er den dybstrøelse, der i dag formentlig udbringes på landbrugsjord. Dvs. den samlede mængde dybstrøelse fratrukket den andel, der i dag går i biogasanlæg.

Der er tale om et maksimalt potentiale, og der er ikke foretaget vurderinger af, om hele potentialet vil være hensigtsmæssigt at indsamle mhp. bioforgasning og pyrolysning, eller om der vil være kapacitet til at bioforgasse hele potentialet inden pyrolysning.

4.3.2. Metode

Mængden af dybstrøelse i Danmark er indhentet fra Biogas Danmark, baseret på indberetninger til Landbrugsstyrelsens gødningsregnskab i 2018/19¹⁶. Det antages, at der ikke har været væsentlige forskydninger i mængde af dybstrøelse i perioden fra 2019-2022.

Mængden af dybstrøelse, som bliver benyttet i biogasanlæg, på omkring 21 % af alt dybstrøelse er blevet fratrukket, da dette indgår i den samlede digestatmængde, jf. afsnit 4.2. Mængden af dybstrøelse fra pelsdyr er ligeledes blevet fratrukket, da dette stammer fra den danske minkproduktion, som på nuværende tidspunkt er af et meget begrænset omfang.

Beregningerne af omsætning af dybstrøelse i biogasanlæg er baseret på skøn, da der ikke findes forsøg, der kan afdække, hvad der sker med delmængderne, efter de er blandet sammen på biogasanlægget. NIRAS har vurderet, hvad der sker med dybstrøelsens tørstof- og kulstofindhold ved afgang og separation, tørring og pyrolyse ud fra teoretiske betragtninger, hvor der regnes på dybstrøelsen som en delmængde af input i et biogasanlæg. Nøgletal fremgår af Figur 4.5.

Ved udregning af estimaterne for tørstof og kulstof antages det, at dybstrøelse fra fjerkræ har en gennemsnitlig tørstofandel på 50 %, imens kvæg og svine¹⁷ dybstrøelse har en tørstofandel på 30 %¹⁸. Endvidere er der taget højde for forskellige biogaspotentialer i dybstrøelsen afhængig af tørstofindholdet.

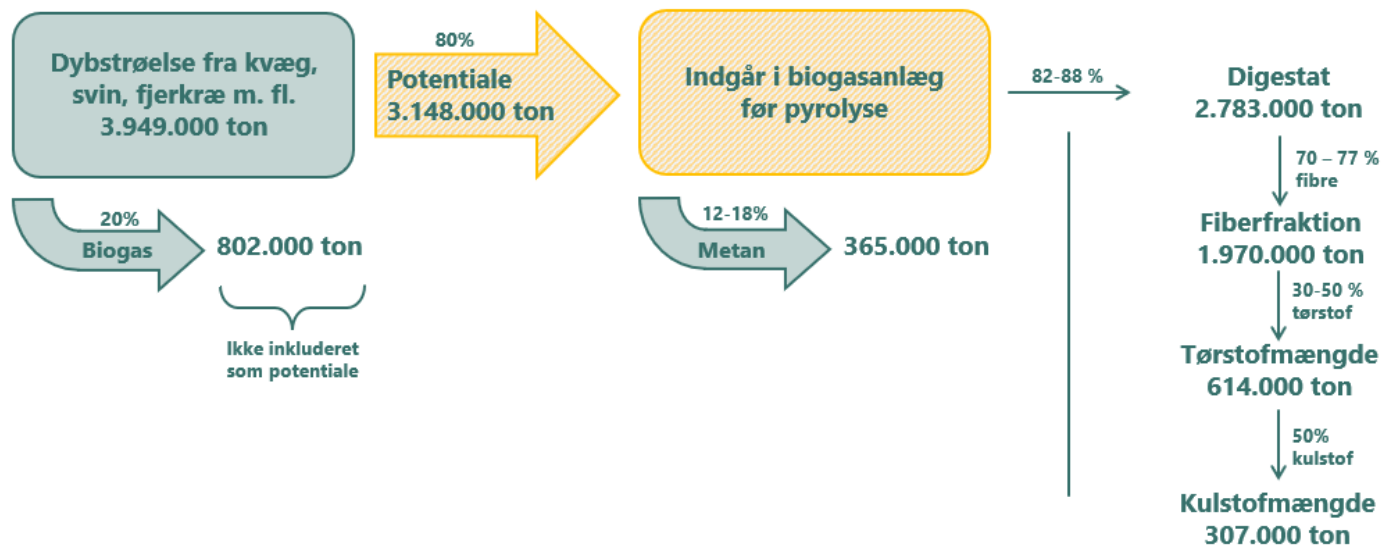
4.3.3. Resultater: Mængder, herunder diagram over fordeling i anvendelsen af samlet mængde

Figur 4.5 viser den samlede mængde dybstrøelse oplyst af Biogas Danmark (baseret på indberetninger til gødningsregnskabet), potentialet til fremtidig behandling i biogasanlæg (gule bokse), og de teoretiske beregninger på afgasset biomasse, fiberfraktion, tørstofmængde og kulstofmængde. Væsentlige nøgletal i beregningerne fremgår af figuren. De ca. 800.000 tons, der allerede går til biogas, er medtaget i beregninger vedr. den samlede mængde digestat (afsnit 4.2) og indgår ikke her i beregning af potentiel kulstofmængde.

¹⁶ Mailkommunikation mellem NIRAS og Biogas Danmark

¹⁷ De resterende husdyr er: heste, kvæg, svin, går, geder og hjortedyr.

¹⁸ SEGES og Landbrug & Fødevarer 2019: Fosforregulering - er biogasanlæg en løsning eller en udfordring?



Figur 4.5: Samlede mængder af dybstrøelse og teoretisk estimeret kulstofmængde fra dybstrøelse i Danmark efter bioafgassing, separation, tørring og pyrolyse for dybstrøelse, der ikke allerede går til biogasbehandling. Der er tale om et maksimalt potentiale, og det er usikkert, om hele potentialet kan indsamles og bioforgasses forud for pyrolyse. Kilde til data: Biogas Danmark

4.3.4. Væsentlige usikkerheder

Der kan være usikkerheder forbundet med indberetningen af data omkring dybstrøelse i Danmark. Endvidere er det usikkert, om hele potentialet kan indsamles og bioforgasses forud for pyrolyse, jf. afsnit 4.3.1.

Tørstof- og kulstofindholdet i den bioforgassede dybstrøelse er beregnet ud fra teoretiske betragtninger og derfor forbundet med usikkerheder, da det er uvist, hvad der sker med delmængderne, når de blandes sammen i biogasanlægget. Endvidere er der arbejdet med gennemsnitstal for tørstof i henholdsvis fjerkræ og svine/kvæg dybstrøelse.

4.3.5. Scenarier for udvikling i biomassen

Det Nationale Bioøkonomiske Panel beskriver overordnet set om udnyttelsen af husdyrgødning, at kun 25 % af husdyrgødning bliver behandlet på et biogasanlæg, hvilket vil sige at de resterende 75 % udbringes direkte på landbrugsjorden uden opsamling af metan og lattergas. Dette giver en stor udledning af drivhusgasser, som kan nedbringes ved at optimere gyllehåndteringen. Ifølge Det Nationale Bioøkonomiske Panels samlede vurdering af udvikling i biomasser vurderes der at være et samlet potentiale for ekstra tørstof fra husdyrgødning på ca. 2 mio. ton tørstof i 2030, hvilket inkluderer både dybstrøelse og gylle¹⁹. Dette tal er derfor også noget højere end den af NIRAS vurderede restmængde på 607.000 ton tørstof fra dybstrøelse, jf. Figur 4.5.

Der blev i både 2021 og 2022 idriftsat flere store biogasanlæg, og på den baggrund fremskriver Biogas Danmark den samlede andel af husdyrgødning til biogas ved udgangen af 2022 til at være på 30 %²⁰.

¹⁹ Det Nationale Bioøkonomipanel 2022: Anbefalinger, Bioressourcer til grøn omstilling, https://fvm.dk/fileadmin/user_upload/FVM.dk/Documenter/Foedevarer/Anbefalinger_fra_Det_Nationale_Biooekonomipanel_28092022.pdf

²⁰ Biogas Danmark: Biogas Outlook 2022

4.4. Spildevandsslam

4.4.1. Afgræsning

Den mængde spildevandsslam, der vurderes relevant ifm. pyrolyse til biokul, er den andel, der i dag udbringes på marker. Der er i analysen ikke inkluderet spildevandsslam, der går til slammineraliseringsanlæg eller kompostering. Det kan ikke udelukkes, at dele heraf vil været egnet til pyrolysning mhp. produktion af biokul. Under alle omstændigheder vil de samlede tilgængelige tørstofmængder fra slam dog være begrænsede.

4.4.2. Metode

Data er indhentet fra Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen, der i 2022 har lavet benchmarking for 102 rensningsanlæg, hvor der bl.a. er blevet indberettet de totale mængder af produceret slam i tørstofmængder efter behandling for hvert anlæg, samt anvendelse (jordbrugsformål, kompostering og forbrænding/deponering)²¹. Potentialet til biokul er beregnet ud fra de mængder, der i dag er indberettet som udbragt på landbrugsjord til jordbrugsformål.

Spildevandsslammet fra rensningsanlæggene behandles på en ud af tre metoder: Normal behandling, anaerob udrådning og mineralisering, hvoraf kun de to første behandlinger bidrager til slam til jordbrugsformål. I beregningerne antages det, at al slam, der undergår normal behandling, går direkte til jordbrugsformål, hvoraf kun en andel af det udrådnede slam går til jordbrugsformål. For at estimere størrelsen af det udrådnede slam i den samlede mængde slam til jordbrugsformål, er totalmængden fra normal behandling fratrukket totalmængden til jordbrugsformål. Af det slam som går til jordbrugsformål, udgør ikke-udrådnet slam 55 % og udrådet slam 45 % af den totale mængde.

Råmængden af slammet er estimeret ud fra et tørstofindhold på 22,5 % for ikke-udrådnet slam og 30 % for udrådet slam, og kulstofindholdet er estimeret ud fra et kulstofindhold på 21 % for ikke-udrådnet og 35 % for udrådet slam, jf. Miljøstyrelsen²². Råmængden er en beregnet mængde, da der udelukkende er indhentet data på tørstofmængder for spildevandsslam.

Geografisk fordeling på kommuner

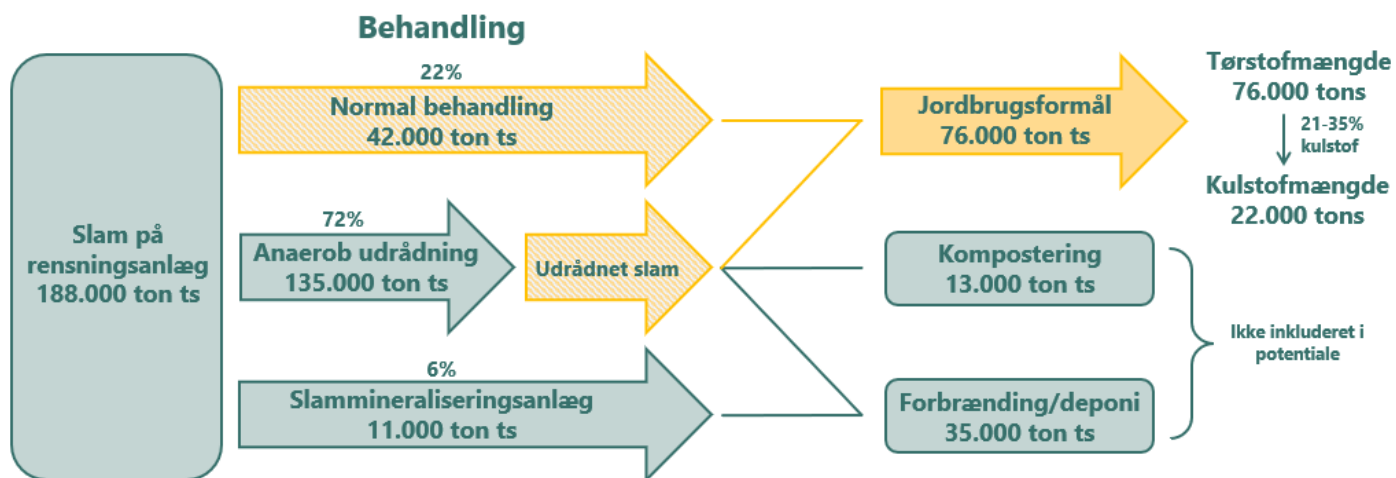
Data er fordelt geografisk som mængder fordelt i de kommuner, hvor spildevandsselskaberne har adresse i. Nogle spildevandsselskaber ejer flere anlæg. I de tilfælde er mængden koblet på det største anlæg under selskabet (vurderet ud fra anlæggets kapacitet).

4.4.3. Resultater: Mængder, herunder diagram over fordeling i anvendelsen af samlet mængde

Figur 4.6 viser fordelingen af mængderne for spildevandsslam i tørstof efter behandling og efterfølgende disponering, opgivet i tørstof. De gule elementer i figuren udgør den mængde, der antages at være tilgængelig for pyrolyse og produktion af biokul (slam til udbringning på landbrugsjord). Heraf er udregnet kulstofindhold.

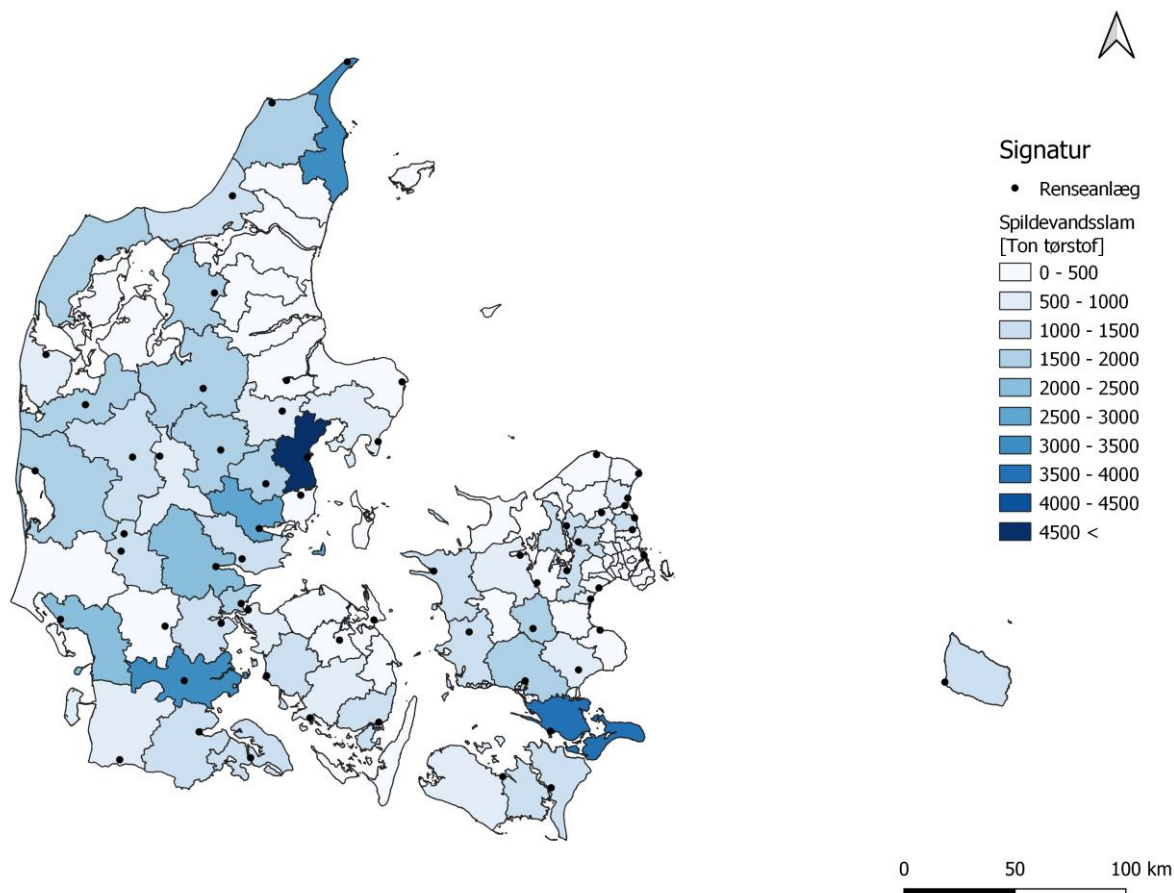
²¹ Spildevandsselskaberne indberetning til Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen 2022: <https://www.kfst.dk/vandtilsyn/benchmarking/okonomiske-rammer-modelbeskrivelse-og-resultater/benchmarking-2022/>

²² Miljøstyrelsen 2013: Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse for anvendelse af spildevandsslam, <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2013/01/978-87-92903-81-5.pdf>



Figur 4.6 Samlede slammængder i tørstof og estimeret kulstofmængde for slam udbragt på landbrugsjord. Kilde: Spildevands-selskabernes indberetning til Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen. Den samlede mængde vådstof er en beregnet mængde ud fra gennemsnitsbetragtninger om tørstofindhold i slam. Tallene indberettes som tørstof.

4.4.4. Resultater: Geografisk fordeling og placering af anlæg



Figur 4.7 Spildevandsslam udbragt på marker fordelt på kommuner. Placering af renselanlæg, der afsætter slam til udbringning på marker

I Figur 4.7 ses mængden af spildevandsslam udbragt på landbrugsjord fordelt på kommuner samt placering af rensningsanlæggene. Det ses, at de største mængder findes i landkommuner, hvilket formentlig har en sammenhæng med, at slammet køres på landbrugsjord. Der skal dog tages højde for, at udspreddingen af slam ofte sker i en anden kommune, end hvor det er produceret. Årsagen til den store mængde i Aarhus Kommune er ikke nærmere analyseret.

4.4.5. Væsentlige usikkerheder

Der kan være usikkerheder forbundet med den grundlæggende afgrænsning af potentialet for slam til brug i pyrolyse, dvs. slam udbragt på landbrugsjord. Der kan være slam af en kvalitet, der er egnet til udbringning på landbrugsjord, som i dag ikke udbringes, men opbevares i slammineraliseringsanlæg eller komposteres.

Der er dog ikke i denne rapport lavet særskilte analyser af særlige forhold på de enkelte anlæg, der muliggør potentielt større mængder slam til pyrolyse. Den mængde slam, der i dag bringes på landbrugsjord udgør dog langt den største post i regnskabet som udgangspunkt, og den samlede mængde tilgængeligt kulstof i slammet vil under alle omstændigheder være begrænset, jf. Figur 4.6.

Der kan generelt være usikkerheder forbundet med spildevandsselskabernes indberetninger til Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen af slammængder.

4.4.6. Scenarier for udvikling i biomassen

Spildevandsslammet bliver i dag brugt til jordbrugsformål, hvor det har en værdi som gødning til udbringning på landbrugsjord og dermed sparer ressourcer ved at erstatte handelsgødning. Denne værdi skal erstattes ved pyrolysning til biokul.

Indholdet af PFAS-stoffer i slam kan i dag problematisere udbringningen på landbrugsjord. Det fordrer til at undersøge mulighederne for slambehandling, der kan destruere PFAS, hvilket kan gøre biomasse særligt relevant ift. pyrolysning. Der er dog usikkerheder forbundet med, om pyrolyse kan destruere PFAS, hvilket er nærmere beskrevet i afsnit 8.

Der kan være et større potentiale for at udnytte spildevandsslam til pyrolyse end angivet i Figur 4.6, hvis de øvrige mængder er egnede til pyrolysning mhp. produktion af biokul, blandt andet under hensyn til indholdet af miljøfremmede stoffer efter pyrolysning. Det kræver dog yderligere analyse at afklare.

Bioøkonomipanelet beskriver i deres anbefalinger et potentiale fra spildevandsslam og bioaffald fra husholdninger og industri på samlet set 0,5 mio. ton tørstof i 2030²³. Bidraget fra spildevandsslam angives ikke særskilt, men må jf. Figur 4.6. antages at udgøre en mindre del.

4.5. Have-/parkaffald

4.5.1. Afgræsning

Den mængde haveaffald, der kan betragtes som en restmængde og som vurderes relevant ifm. pyrolyse til biokul er den andel, der i dag ikke afbrændes, men som komposteres og/eller udbringes på marker. Der tages udgangspunkt i de mængder, der indsamles af kommuner og erhverv og indgår i Miljøstyrelsens Affaldsstatistik.

4.5.2. Metode bag dataindsamling

Have-/parkaffald er hentet fra Miljøstyrelsens Affaldsdatasystem (ADS) på kommunalt niveau. Data er fordelt efter kompost fra erhvervet og andet have-/parkaffald i kommunen.

Det have-/parkaffald, som i dag bliver indsamlet af kommuner eller erhverv, sorteres ud fra dets genanvendelighed. Det som kan genanvendes, nedbrydes til finstof på et oparbejdningsanlæg, hvoraf ca. 25 % bliver komposteret og det resterende udbringes på landbrugsjord uden yderligere behandling. Det, som ikke kan genanvendes, bliver sendt til forbrænding²³.

På baggrund af en analyse af COWI udarbejdet for Miljøstyrelsen²⁴, har NIRAS estimeret en genanvendelsesfaktor på hhv. 66 % og 47 % for have-/parkaffald indsamlet af kommuner og erhverv. Dvs. at disse andele går til kompostering og/eller udbringning på marker.

Have-/parkaffaldets tørstof- og kulstofindhold er på baggrund af analyser fra DTU vurderet til hhv. 58 %²⁵ og 49 %²⁶.

²³ Det Nationale Bioøkonomipanel 2022: Anbefalinger, Bioressourcer til grøn omstilling, https://fvm.dk/fileadmin/user_upload/FVM.dk/Dokumenter/Foedevarer/Anbefalinger_fra_Det_Nationale_Biooekonomipanel_28092022.pdf

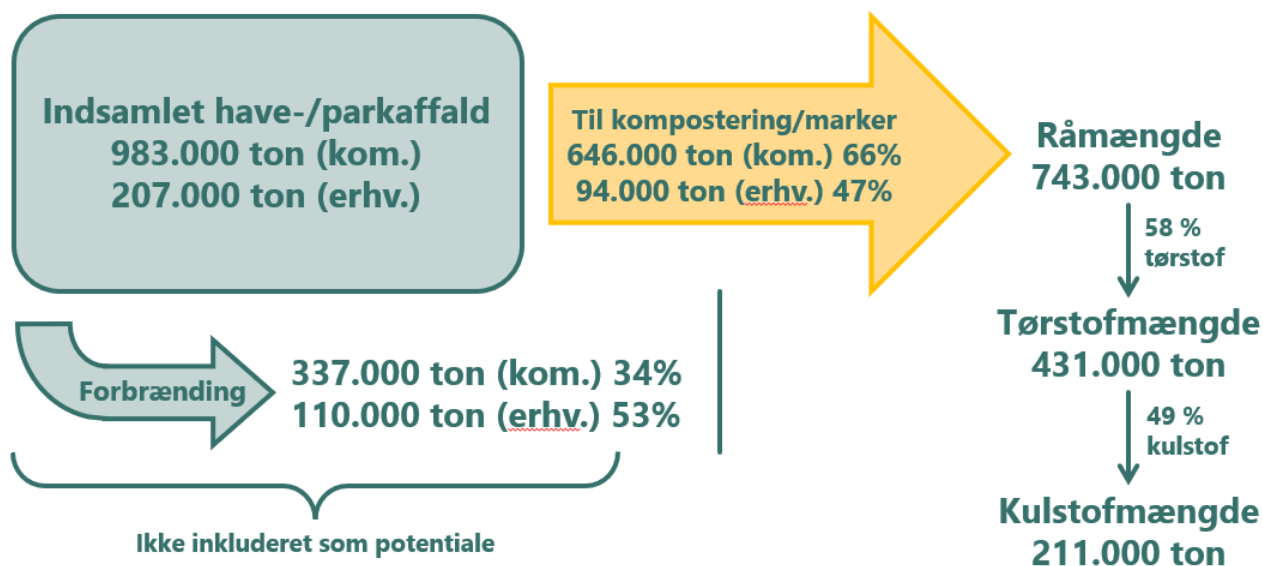
²⁴ COWI 2022: "Reduktion af klimagasser fra behandling af haveaffald", <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2022/09/978-87-7038-448-3.pdf>

²⁵ DTU 2004: *Bilag 4: Haveaffald – systembeskrivelse*, <https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/6522506/MR2007-301.pdf>

²⁶ Mailkommunikation ml. NIRAS og DTU

4.5.3. Resultater: Mængder, herunder diagram over fordeling i anvendelsen af samlet mængde

Figur 4.8 viser de kortlagte mængder have-/parkaffald, hvor den gule pil viser de mængder, der komposteres/udbringes på marker og som dermed er relevant ift. pyrolyse. Herfra er regnet tørstofmængde og kulstofmængde.



Figur 4.8: Metode og resultater for estimeret tørstofmængde tilgængelig for pyrolyse fra have-/parkaffald. Kilde: Affaldsdatasystemet (MST), COWI og DTU.

4.5.4. Væsentlige usikkerheder

Miljøstyrelsens Affaldsdatasystem (ADS) er baseret på data indberettet af affaldsindsamlere og affaldsbehandlere. ADS har i tidligere analyser vist sig at være forbundet med en række fejlindberetninger, bl.a. pga. tilfælde af registrering af forkert EAK-kode eller generelle indtastningsfejl.

Genanvendelsesfaktorerne er baseret på data for et enkelt år, frem for et årligt gennemsnit, hvilket kan skabe usikkerhed om generaliserbarheden af resultaterne. Derudover baserer COWI's undersøgelse sig på kvalitative interviews af 10 anlæg omkring mængden af modtaget affald og hvordan det konkret er blevet håndteret, behandlet og afsat. Det er også vigtigt at påpege at analysen fandt, at der var stor variation i den procestekniske metode mellem anlæggene, samt at fordelingen af outputtet også adskilte sig væsentligt fra hinanden. Man kan dermed ikke regne med, at et gennemsnit er repræsentativt for alle anlæg i landet.

Tørstofmængden for have-/parkaffald er baseret på en analyse udarbejdet af DTU for Herning Kommune. I og med at haveaffaldet, som tørstofmængden er analyseret ud fra, kun er begrænset til en enkelt genbrugsplads i Herning Kommune i 2004, er der dermed en del usikkerhed forbundet med estimatet. Dette skyldes dels, at sammensætningen af haveaffald i andre steder af Danmark kan være forskellig fra denne genbrugsplads og dels at dette er en sammensætning fra efteråret, hvorfor tørstofindholdet kan forventes anderledes på andre årstider²⁷.

²⁷ DTU 2004: Bilag 4: Haveaffald – systembeskrivelse, <https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/6522506/MR2007-301.pdf>

4.5.5. Scenarier for udvikling i biomassen

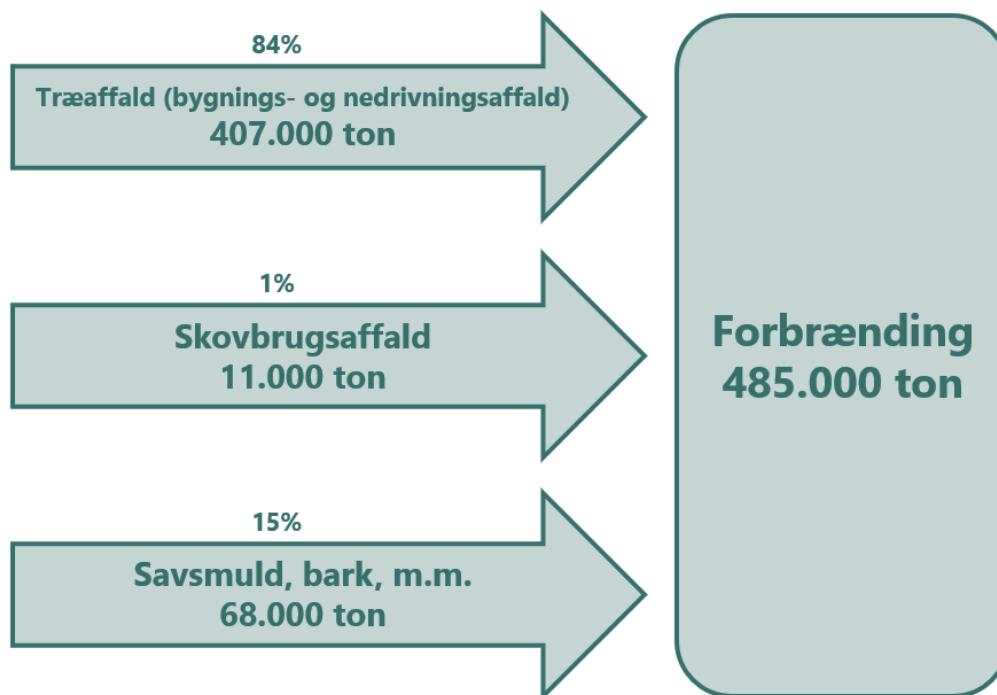
Der findes allerede forbrændingsanlæg, der kan aftage have-/parkaffald, og COWI beskriver at biomasse til forbrænding er nemt at afsætte grundet en stor efterspørgsel af biomasse fra forbrændingsanlæggene. Nogle behandlingsanlæg har allerede valgt at afsætte 40-60 % af det modtagne have-/parkaffald til forbrænding, modsat en typisk afsætningsprocent på 20-25 %, grundet den bedre samlede økonomi end hvad der ses ved kompostering. Der kunne derfor formodentlig godt være en stigende interesse i fremtiden til at afsætte have-/parkaffald til forbrænding. Det vil reducere potentialet til pyrolyse eller anden højere anvendelse af biomassen.

Det Nationale Bioøkonomiske Panels anbefalinger behandler ikke have-/parkaffald som en særskilt biomasse.

4.6. Træaffald

4.6.1. Metode og mængder

Ifølge Miljøstyrelsens Affaldsstatistik (ADS) er der omkring 485.000 tons træaffald i Danmark bestående af hhv. træ, skovbrugsaffald samt savsmuld, bark, flis, m.m. De kortlagte mængder vises i figur 4.9. På nuværende tidspunkt benyttes næsten alt træaffald til forbrænding eller oparbejdes til fx spånplader. Der kan dog være en restmængde ud af den samlede mængde flis, savsmuld og bark, der ikke forbrændes eller oparbejdes, men som anvendes til jorddække og strøelse. Det vurderes at være mindre mængder, der er svære at kvantificere ud fra eksisterende datagrundlag²⁸. Derfor vurderes der ikke at være potentiale for brug af træaffald til pyrolyse i Danmark på nuværende tidspunkt.



Figur 4.9: Træaffald i Danmark ifølge Miljøstyrelsens Affaldsstatistik (ADS). Der kan være en mindre restmængde ud af den samlede mængde flis, savsmuld og bark, der ikke forbrændes, men som anvendes til jorddække og strøelse.

²⁸ NIRAS for Træ og Møbelindustrien 2023: Fremtidens udnyttelse af træ- og møbelindustriens restprodukter.

I dag er der ca. 7 m³ dødt ved pr. hektar i de danske skove²⁹, og der er et ønske om, at dette niveau skal være stigende af hensyn til biodiversiteten³⁰. Der vurderes derfor ikke at være tilgængeligt træaffald fra efterladt træ i skovene, hverken i dag eller fremadrettet, da træet forventes at blive i skovene pga. hensyn til biodiversitet.

4.6.2. Scenarier for udvikling i biomassen

Det Nationale Bioøkonomiske Panel fremhæver, at der i de kommende år forventes en betydelig skovrejsning i Danmark, som på kortere sigt kan bidrage til energi og nye anvendelser af biogene materialer, og på længere sigt med gavntre, som kan anvendes i bygge- og træsektoren. Det Nationale Bioøkonomiske Panel vurderer dog ikke et øget biomassepotentiale fra træ på denne side af 2030 pga. skovens væksthastighed, men der kan derimod udgøre et potentiale frem mod 2050.

4.7. Yderligere potentialer for biomasser til pyrolyse

I ovenstående afsnit er gennemgået relevante restbiomasser til pyrolyse. Listen er ikke udtømmende, og der kan være restmængder fra andre typer biomasser, der ikke er belyst.

Det Nationale Bioøkonomiske Panel beskriver som tidligere nævnt en uudnyttet mængde husdyrgødning på omkring 2 mio. ton tørstof i deres samlede vurdering af biomassepotentiale frem mod 2030. En del af dette vil udgøres af den kortlagte mængde dybstrøelse i denne analyse, resten vil udgøres af gylle.

Endelig beskriver Det Nationale Bioøkonomiske Panel potentialer for flere efterafgrøder (1 mio. ton tørstof) og flerårige afgrøder, bælgplanter, roer mm. (2-3 mio. ton tørstof). Disse biomasser vil formentlig være mere relevante til udnyttelse i øvre kaskadelag af biomasseudnyttelsen og de tilgængelige restmængder, der efterfølgende vil være relevante ifm. pyrolyse er ikke kendte, men kan udgøre et potentiale for pyrolyse til biokul. Derudover beskriver det Nationale Bioøkonomiske Panel også et yderligere biomassepotentiale fra industrielle restprodukter på 1,3 mio. ton tørstof i 2030. Restprodukterne stammer fra blandt andet kartoffelmelindustrien, bryggerier, insulinproduktion, biologisk produktion (af fx enzymer), sukkerfabrikker, rapsmøller, juice- og saftproduktion og øvrig fødevarerindustri. Det er på forhånd uvist, om raffinering af disse restprodukter vil være relevante ifm. pyrolyse, men en del kan fx indgå i biogasproduktion, hvorfra restfibre kan være egnede til pyrolysering.

De bagvedliggende scenarier til Det Nationale Bioøkonomiske Panels anbefalinger fra Aarhus Universitet kigger også på 2050-effekter. Her forudsættes en yderligere intensiveret landbrugsproduktion frem mod 2050, hvilket kan mindske arealbehovet til etårige afgrøder og øger potentialet yderligere for grøn biomasse fra flerårige afgrøder, roer mv. og arealer udlagt til kløver. Dertil kan skovrejsning bidrage til et øget biomassepotentiale fra træ. Alt efter, hvordan den grønne biomasse og træ indgår i kaskadeudnyttelsen, kan dette frigøre yderligere biomassepotentiale for pyrolysering af biomasser til biokul. Endelig beskrives et yderligere potentiale fra industrielle sidestrømme og blå biomasse.

²⁹ Københavns Universitet 2023: *Skovstatistik 2021*, https://static-curis.ku.dk/portal/files/338858104/Rapport_Skovstatistik_2021_web.pdf

³⁰ Pers. Komm. Dansk Skovforening

5. Kulstof-, energi- og massebalancer

Der er beregnet kulstof-, energi- og massebalancer på restbiomasserne fra afsnit 4 for hhv. halm, digestat og slam. Balancerne er udledt fra data i Aarhus Universitets Vidensyntese om biokul i dansk landbrug³¹, der angiver en fordeling i input og output af kulstof, masser og energi i pyrolyseprocessen ud fra typen af biomasse.

Beregningerne skal ses som eksempelberegninger. Der er væsentlige usikkerheder forbundet med balancerne, der betyder, at de kan variere betydeligt med pyrolyseanlæg og biomasser, herunder har det stor betydning, hvordan pyrolyseprocessen er indrettet (især temperatur) og indholdet af tørstof og kulstof i biomasserne.

Data er baseret på erfaringer med pyrolyseprocesser fra anlæg fra Stiesdal (halm og digestat) og Aquagreen (slam). Der er forskelle på, hvordan Stiesdal og Aquagreen opgør data for output af pyrolyseprocessen. Derfor vil der også være forskel på, hvilke enheder output fremstilles i for hhv. halm og digestat og for slam.

5.1. Halm

5.1.1. Metode

AU's fordelinger for kulstof-, energi og massebalance for halm baserer sig på input fra Stiesdal og en pyrolyse-temperatur på 5-600°C. Data er fra eksperimenter med halmpiller i Stiesdal SkyClean reaktor. Fordelingerne er herunder udregnet for den vurderede mængde af ikke-bjærget halm.

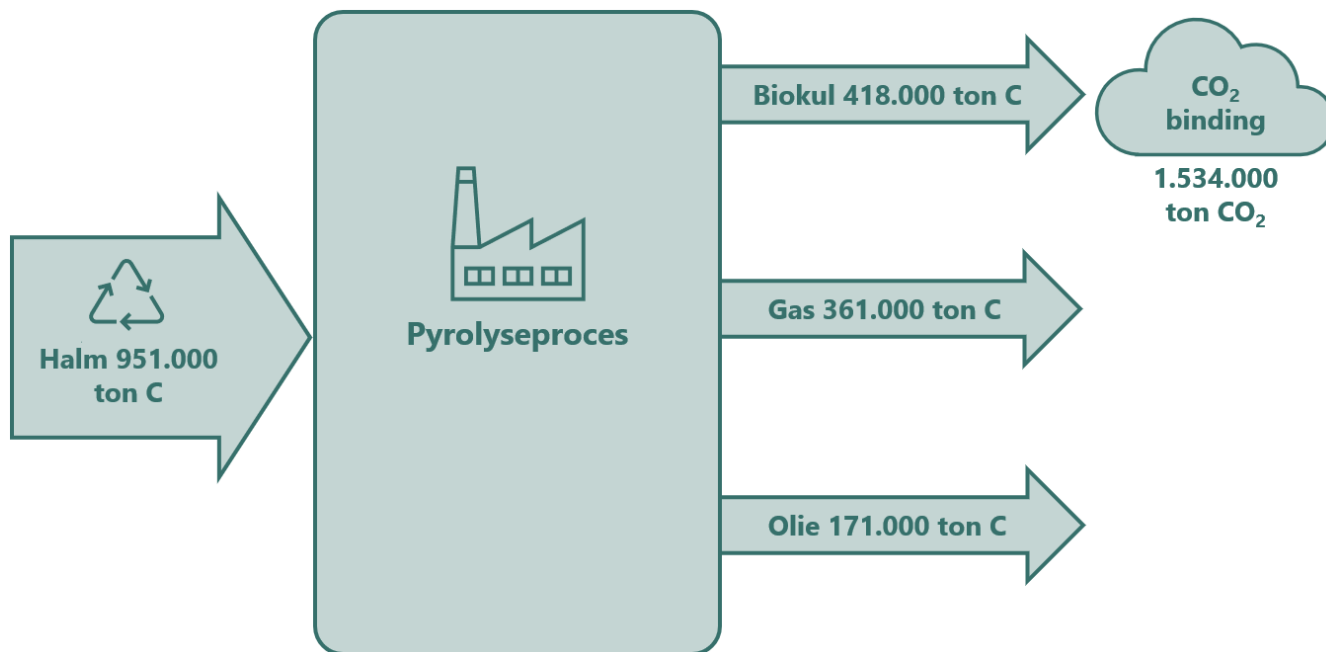
Der er ikke opgivet data for fx røggas og øvrige tab i fordelingerne i data fra AU's Vidensyntese, og derfor er det heller ikke opgivet i nedenstående beregninger. Stiesdal oplyser, at energiforbrug i pyrolysen er 5 % af biomassens brændværdi. Dertil kommer et varmetab på 1-3 %³². Der er ikke medtaget energiforbruget til pelletering, der er begrænset ift. energiforbruget i den samlede pyrolyseproces.

5.1.2. Resultater (diagram for kulstof-, energi- og massebalance)

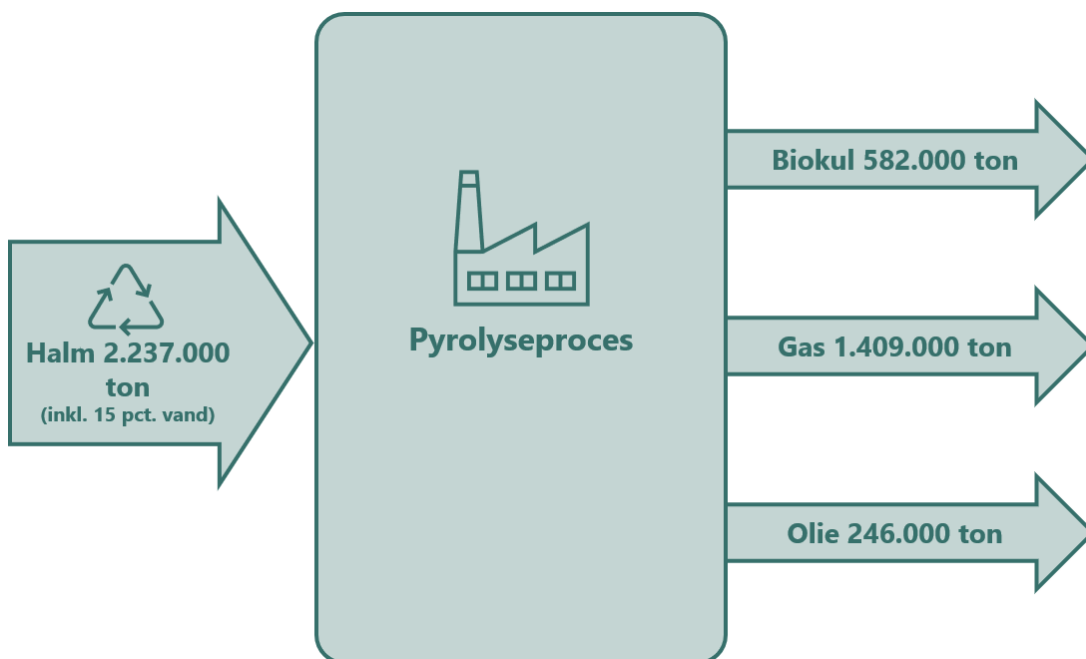
Figur 5.1, Figur 5.2 og Figur 5.3 viser kulstof-, energi- og massebalance for pyrolyse af den vurderede mulige mængde af ikke-bjærget halm.

³¹ Aarhus Universitet 2022: Knowledge Synthesis on Biochar in Danish Agriculture.

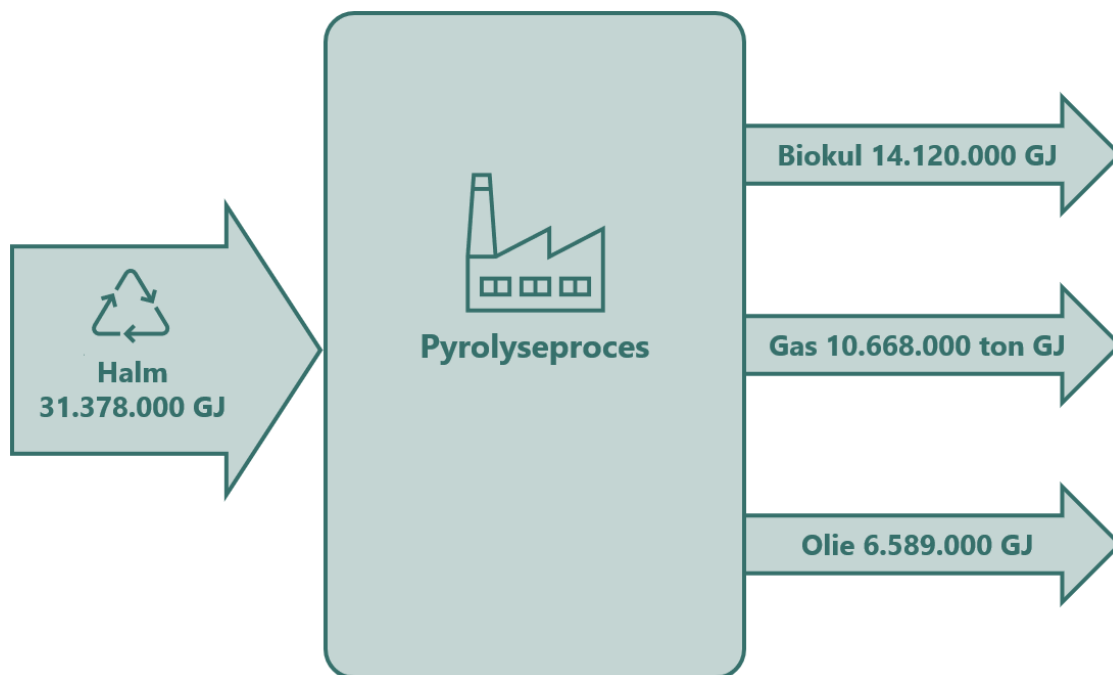
³² Mail-korrespondance med Stiesdal.



Figur 5.1: Kulstofbalance for ikke-bjærget halm



Figur 5.2 Massebalance for ikke-bjærget halm



Figur 5.3 Energibalace for ikke-bjærget halm

5.2. Digestat

5.2.1. Metode

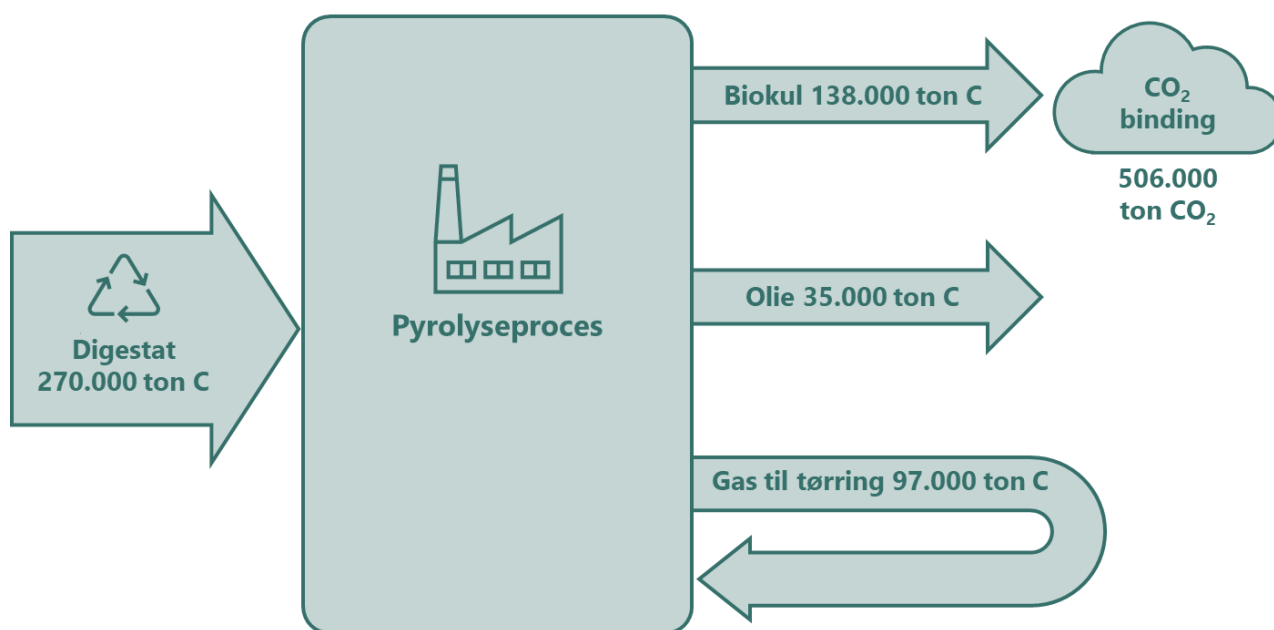
Fordelinger for kulstof-, energi og massebalance for digestat i AU's Vidensyntese baserer sig på input fra Stiesdal og en pyrolysetemperatur på 5-600°C. Data er fra eksperimenter med biogasrestfibre i Stiesdal SkyClean reaktor. Fordelingerne er herunder udregnet for den samlede mængde digestat, jf. afsnit 3. Det antages, at pyrolysegassen anvendes til tørring af fiberfraktionen inden pyrolysering. Der kan evt. være et overskud af pyrolysegas herudover.

Der er ikke opgivet data for fx røggas og øvrige tab i fordelingerne i data fra AU's Vidensyntese, og derfor er det heller ikke opgivet i nedenstående beregninger. Stiesdal oplyser, at energiforbrug i pyrolysen er 5 % af biomassens brændværdi. Dertil kommer et varmetab på 1-3 %. Der er ikke medtaget energiforbrug til pelletering, der er begrænset ift. energiforbruget i den samlede pyrolyseproces.

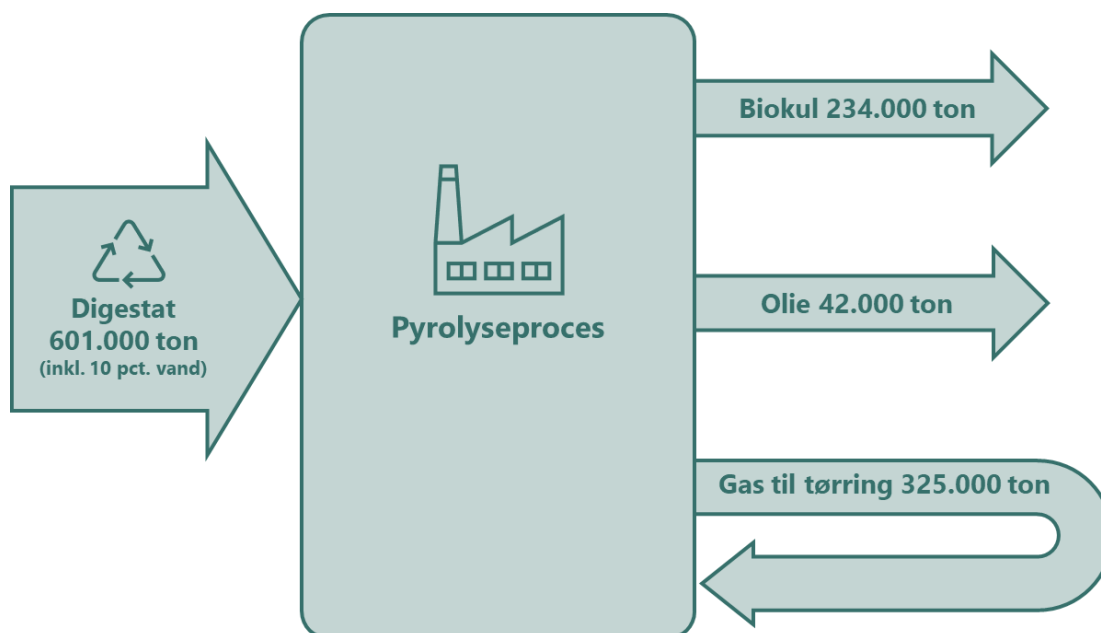
Det antages, at pyrolysegassen og evt. også olien anvendes til tørring af fiberfraktionen fra digestat, der pelleteres til piller med et vandindhold på 10 % og herefter pyrolyseres.

5.2.2. Resultater (diagram for kulstof-, energi- og massebalance)

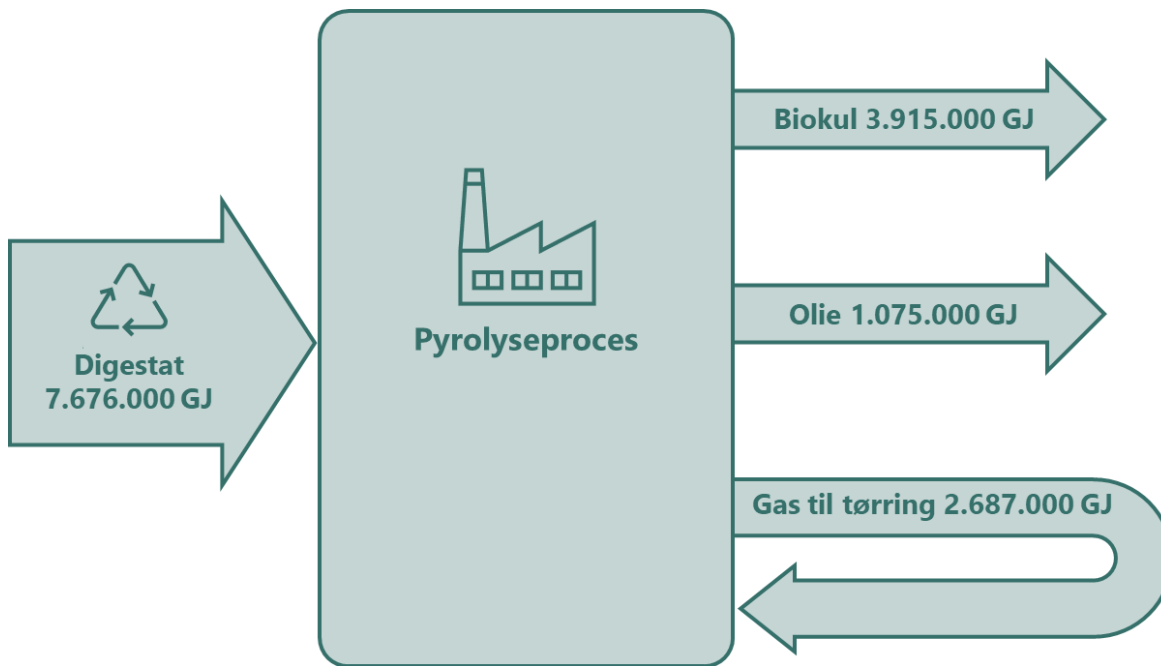
Figur 5.4, Figur 5.5 og Figur 5.6 viser kulstof-, energi- og massebalance for pyrolyse af tilgængelig mængde digestat fra biogasanlæg.



Figur 5.4: Kulstofbalance for samlet digestatmængde/fiberfraktion. NIRAS antager at gassen anvendes til tørring, hvilket evt. også kan gøre sig gældende for olien.



Figur 5.5: Massebalance for samlet digestatmængde/fiberfraktion. NIRAS antager at gassen anvendes til tørring, hvilket evt. også kan gøre sig gældende for olien.



Figur 5.6: Energibalancer for samlet digestatmængde/fiberfraktion. NIRAS antager at gassen anvendes til tørring, hvilket evt. også kan gøre sig gældende for olien.

5.3. Spildevandsslam

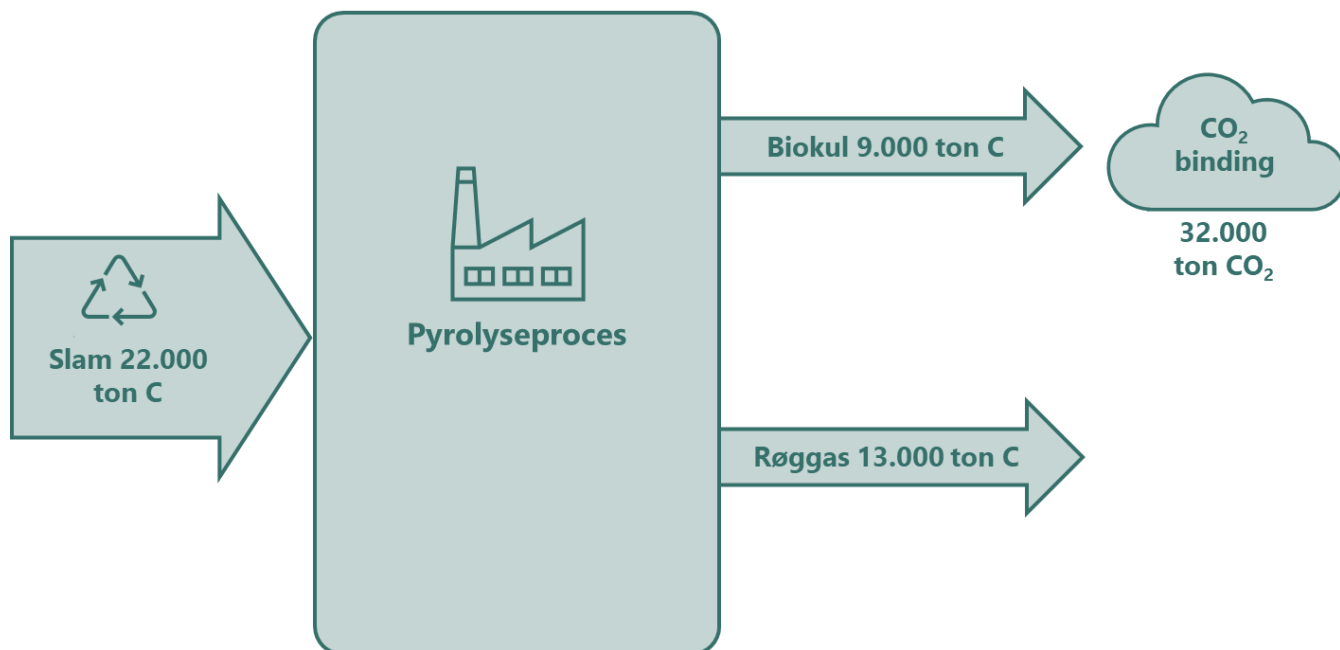
5.3.1. Metode

Fordelinger for kulstof-, energi og massebalance for slam i AU's Vidensyntese baserer sig på input fra Aquagreens erfaringer fra et specifikt anlæg med en pyrolysetemperatur på ca. 650°C. Fordelingerne er herunder udregnet for den samlede mængde slam udbragt på landbrugsjord jf. afsnit 3.

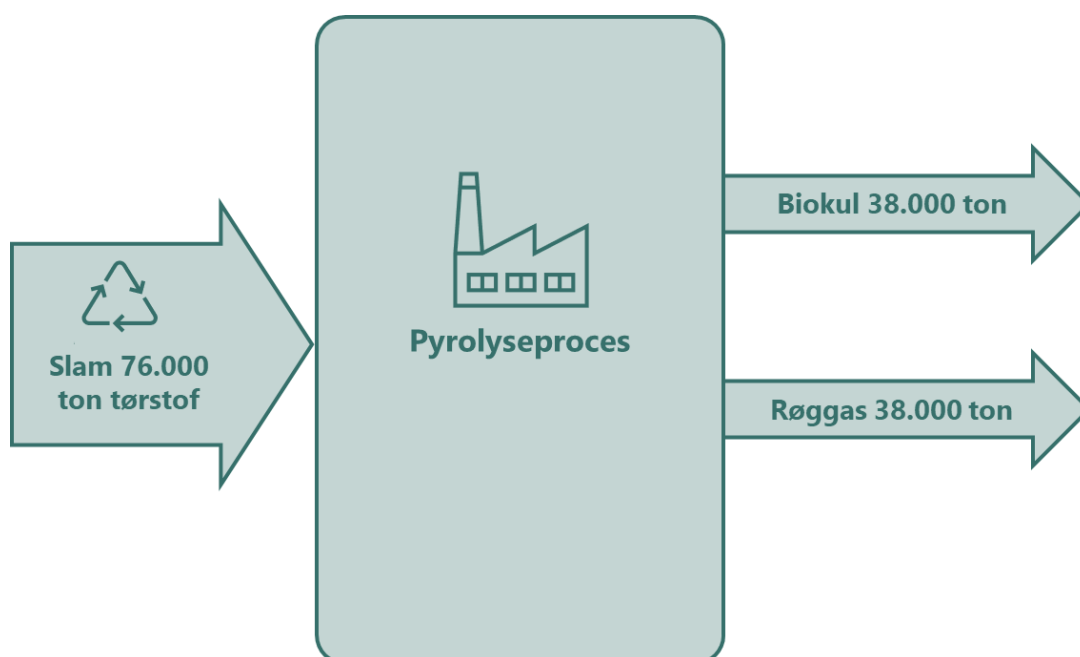
Der er væsentlige usikkerheder forbundet med udregningerne, herunder særligt slammets vandindhold, der kan variere betragteligt, hvilket har stor indflydelse på energibalancen. I Aquagreens anlæg anvendes pyrolysegassen til tørring af slam. Der kan herudover være overskudsvarme fra anlægget, hvilket som hovedregel kun vil være tilfældet for ikke-udrånnet slam med en tørstofprocent over 23 %. Herunder antages det, at der ikke er overskudsvarme fra anlægget, da en andel af slammet vil være udrånnet, hvorved slammet har en lavere brændværdi, og der generelt er stor usikkerhed om slammets tørstofindhold.

5.3.2. Resultater (diagram for kulstof-, energi- og massebalance)

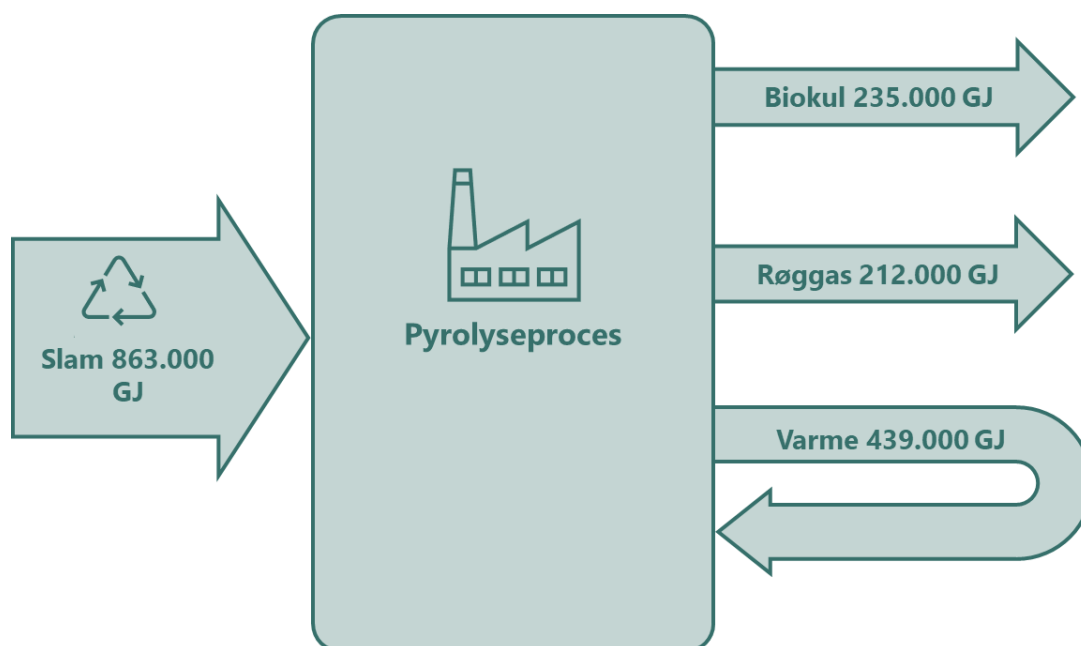
Figur 5.7, Figur 5.8 og Figur 5.9 viser kulstof-, energi- og massebalance for pyrolyse af den mængde slam, der i dag udbringes på landbrugsjord.



Figur 5.7: Kulstofbalance for pyrolyse af den slammængde, der i dag køres på landbrugsjord



Figur 5.8 Massebalance for pyrolyse af den slammængde, der i dag køres på landbrugsjord



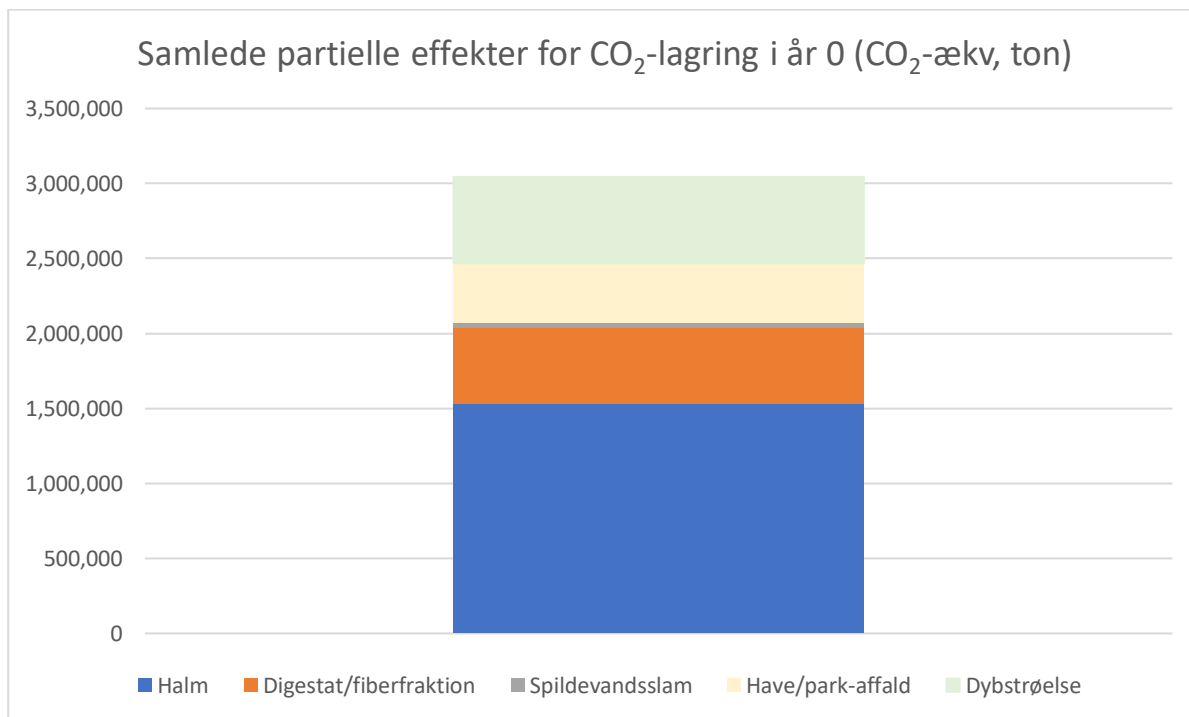
Figur 5.9 Energibalance for pyrolyse af den slammængde, der i dag køres på landbrugsjord.

6. Samlet partiel effekt i år 0

Figur 6.1 viser et samlet estimat over tiltagseffekten i år 0 for kulstoflagringen i biokul, opgjort i CO₂-ækvivalenter. Estimatet er udarbejdet for de identificerede restbiomasser i afsnit 4.

Kulstoflagringen i biokul fra pyrolyse af halm, digestat og spildevandsslam er udregnet og vist i afsnit 5.

Kulstoflagringen i biokul fra pyrolyse af have-/parkaffald og bioforgasset dybstrøelse er udregnet med udgangspunkt i kulstofbalancerne for pyrolyse af hhv. halm og digestat fra AU's Vidensyntese. Tallene er altså at betragte som yderst grove skøn.



Figur 6.1: Samlede partielle effekter for CO₂-lagring i år 0 fra de identificerede restbiomasser

Figuren viser et sammenlagt årligt potentiale for CO₂-lagring i år 0 af de identificerede rest-biomasser på i alt 3 mio. ton CO₂-ækv. Det største potentiale udgøres af halm, men figuren viser også et betragteligt potentiale fra digestat og bioforgasset dybstrøelse. Potentialet fra slam udbragt på landbrugsjord er til sammenligning meget lille.

Den partielle effekt i år 0 kan være relevant at beregne ifm. vurderinger af reduktionspotentialer ift. kortsigtede klimamål, der er indrettet som punktmål, herunder fx klimalovens mål om 30 pct. drivhusgasreduktion i 2030 ift. 1990. I den forbindelse bør der fratrækkes en evt. kulstoflagring i referencescenariet, jf. faktaboks på s. 10.

7. Nettoeffekt efter 100 år

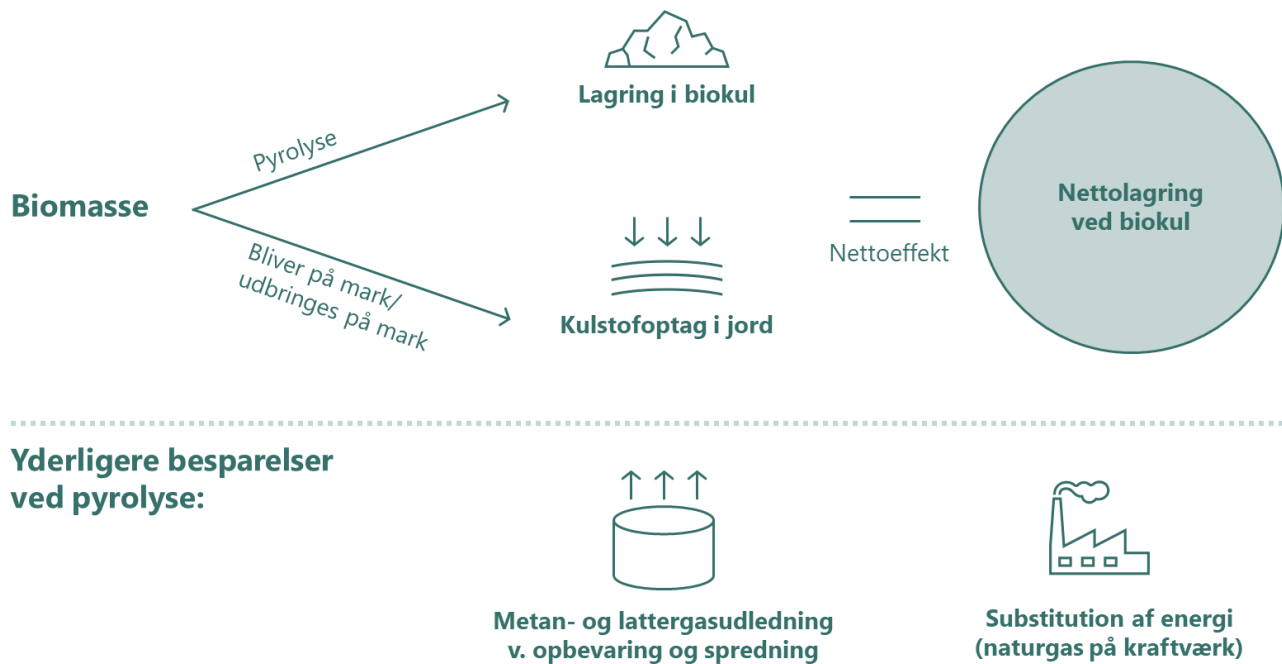
Det er relevant at se på netto-effekterne, når den samlede klimaeffekt af biokulproduktionen skal vurderes. I indretningen af klimapolitikken er det især relevant at beregne nettoeffekten over tid, således at den stabile CO₂-lagring kan indgå i beslutningsgrundlag. Dertil kommer, at det er relevant at dokumentere nettoeffekten over tid ifm. certificering af biokullet med henblik på salg af klimakreditter fra kulstoflagringen i biokullet.

I nettoeffekten modregnes det kulstofoptag, der ville være i referencesituationen – altså den situation hvor biomassen udbringes på marken uden pyrolysering og lagring i biokul. Nettoeffekten er dermed forskellen mellem den kulstofbinding, der ville være sket i en referencesituation, og kulstofbindingen i biokullet. Der er endvidere et tidsmæssigt perspektiv, da der sker en nedbrydning af kulstoffet over tid (både i referencen og ved lagring i biokul). I det følgende belyses nettoeffekterne og herunder gengives estimater fra AU's Vidensyntese på effekter pr. ton tørstof af halm, digestat og slam over en periode på 100 år.

Derudover kan der også være effekter fra eventuelle undgåede udledninger fra opbevaring og spredning af biomassen uden pyrolysning og substitution af fossil energi med energi (gas) fra pyrolyseprocessen, som også er opgjort i AU's Vidensyntese.

7.1. Overordnede betragtninger om nettoeffekter

På Figur 7.1 illustreres både de CO₂-effekter, der kommer fra lagring og fra undgående emissioner fra udledning, og eventuel substitution.



Figur 7.1: Mulige CO₂-effekter ved produktion og udbringning af biokul

Som tidligere nævnt vil nettolagringen i biokul typisk være mindre end den lagring, der sker, hvis man alene ser på kulstoflagringen i selve biokullet. Hvis biokul produceres på biomasse, der i referencescenariet lagres eller udbringes på mark som fx halm, slam og digestat, vil man miste et kulstofoptag i landbrugsjorden, når biomassen i stedet pyrolyseres. Dette vil afhænge af den konkrete biomasse. Der kan udregnes en nettolagring ved produktion af biokul ved at trække kulstofoptaget i jord (opgjort i CO₂eq) fra kulstoflagringen i biokullet (opgjort i CO₂eq).

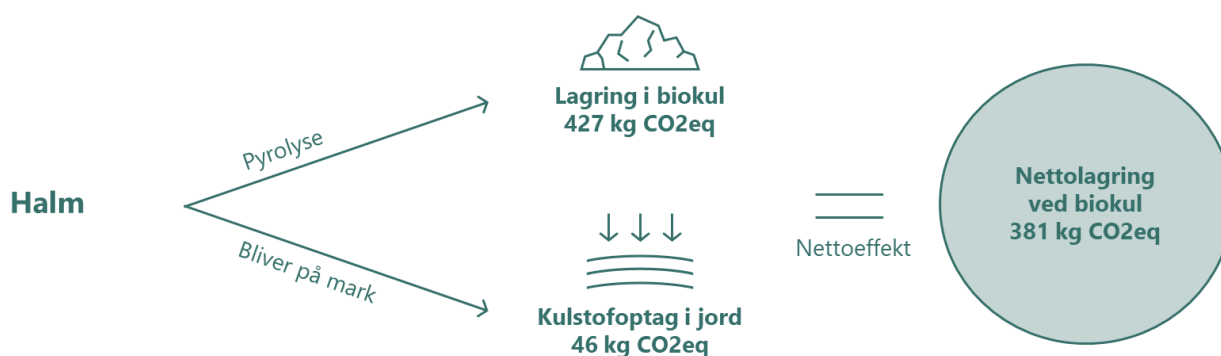
Der kan dog opnås yderligere CO₂-besparelser ved pyrolysning af biomasser til biokul. Fx kan der ske en reduktion af den metan- og lattergasudledning, som der i referencescenariet vil være ved opbevaring og udbringning af biomasser som digestat og spildevandsslam.

Desuden kan der opnås CO₂-besparelser, hvis gas eller olie fra pyrolyseprocessen substituerer fossile brændstoffer, fx naturgas. Potentialt afhænger i høj grad af den overskydende energi fra pyrolyseprocessen, som i denne rapport forudsættes at være lille ved tørring og pyrolysning af slam og digestat. Potentialt kan derudover forventes at blive gradvist mindre i takt med, at den samlede energiproduktion i højere grad baseres på vedvarende energi.

7.2. Eksempler på skøn over nettoeffekter

På Figur 7.2, Figur 7.3 og Figur 7.4 vises eksempler på skøn over nettoeffekter, som indgår i AU's Vidensyntese. Der er store usikkerheder forbundet med tallene, som blandt andet bunder i, at tallene er udtryk for generaliserede betragtninger omkring biokullets kvalitet, kulstofindhold, jordbundsforhold og temperatur. Nettoeffekter kan derfor også variere betragteligt. Nedenfor præsenteres figurer med skøn over nettoeffekter pr. 1 ton tørstof af biomasserne fra hhv. AU's Vidensyntese. Tallene fra AU's Vidensyntese er baseret på et konservativt estimat for kvaliteten af biokullene.

Estimaterne er beregnet på baggrund af forholdet mellem brint og kulstof i biokullet, temperatur og tidseffekter. Tallene er ikke direkte sammenlignelige med nøgletal for kulstofbalance i pyrolyseprocessen, der indgår i afsnit 5.

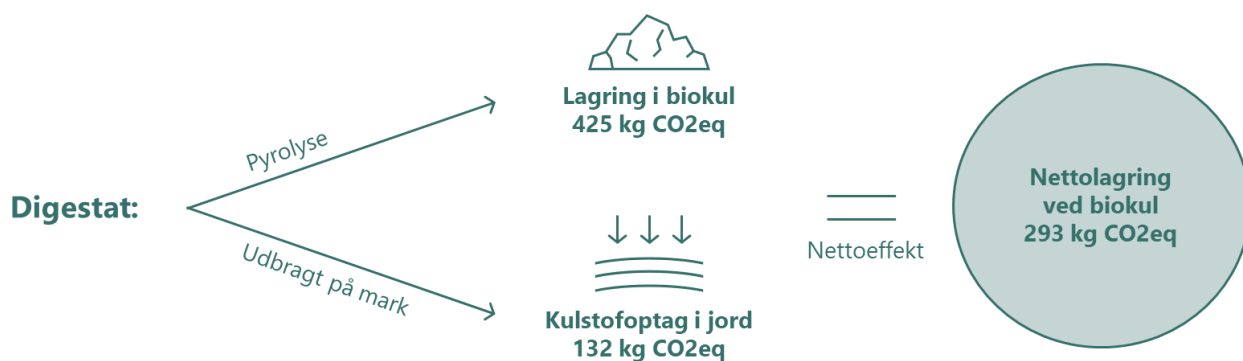


Yderligere besparelser ved pyrolyse:



Substitution af energi
(naturgas på kraftværk)
596 kg CO₂eq

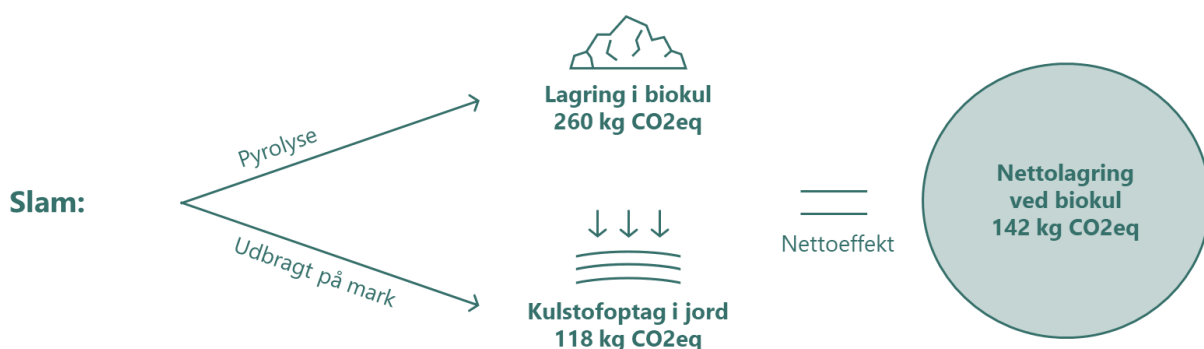
Figur 7.2: Skøn over CO₂-effekter for 1 ton tørstof halm efter 100 år. Kilde: AU's Vidensyntese



Yderligere besparelser ved pyrolyse:



Figur 7.3 Skøn over CO₂-effekter for pyrolysering af 1 ton tørstof digestat efter 100 år. Kilde: AU's Vidensyntese



Yderligere besparelser ved pyrolyse:



Figur 7.4 Skøn over CO₂-effekter for 1 ton tørstof slam efter 100 år. Kilde: AU's Vidensyntese

Figureerne viser den største nettolagring i landbrugsjord ved brug af halm til produktion af biokul og den mindste ved brug af slam. Samtidig er der dog et stort potentiale for undgået metan- og lattergasudledning ved

brug af især slam til produktion af biokul. Det største potentiale for substitution af energi ses for halm, hvor potentialet forstærkes af, at der ikke er brug for energi (gas) til tørring af biomassen, hvilket er tilfældet for digestat og slam.

Supplerende estimater fra RUC

RUC har på forespørgsel af CIP-Fonden udarbejdet supplerende bud på nettoeffekten over tid ud fra et mindre konservativt skøn baseret på antagelser om biokul af en bedre kvalitet. Tallene er præsenteret i Tabel 7.1 herunder.

Tabel 7.1: RUC's estimater for nettoeffekten over tid

Biomasse	Nettolagring efter 100 år, kg. CO ₂ e/ton ts	Undgået metan- og lattergasudledning, kg CO ₂ e/ton ts	Substitution af energi, kg CO ₂ e/ton ts
Halm	607	0	706
Digestat/fiberfraktion	618	262	678
Spildevandsslam	428	604	69

Det ses, at RUC's estimater er baseret på en højere kvalitet biokul, i og med at nettolagringen efter 100 år er betragteligt større end i AU's estimater. Den undgåede metan- og lattergasudledning er i højere grad sammenlignelig med AU's estimater, hvilket formentlig afspejler, at der er beregnet på samme input-biomasser. Potentialet for substitution af energi vil i høj grad afhænge af indretningen af pyrolyseprocessen og antagelser omkring energisystemets udvikling, og her kan antagelserne i AU og RUC's estimater variere betragteligt, hvilket kan forklare forskellene i estimaterne.

Faktaboks: Forskellen mellem estimater for nettoeffekter fra AU og RUC

Herunder forklares forskellen mellem estimaterne for nettoeffekter fra kulstoflagring i biokul fra AU's vidensyntese og RUC nærmere.

Vurderingen af de centrale effektparametre i opgørelserne fra RUC og AU's vidensyntese afviger primært omkring kulstofsekvistreringseffekten af at nedmulde biokul i dansk landbrugsjord, dvs. nedmuldet biokuls evne til at binde kulstof over tid. Der er i de to opgørelser taget udgangspunkt i to forskellige kategorier af biokul, men ellers benyttes de samme metoder til vurdering af kulstofstabilitet over 100 år.

I AU's vidensyntese arbejdes der ud fra en konservativ tilgang med udgangspunkt i den laveste kulstofstabilitet tilladt i European Biochar Certificate³³-regi. I RUC's opgørelse arbejdes der med en nu-og-her situation baseret på data fra biokul-analyser leveret af danske biokulproducenter samt laboratorieforsøg lavet på Danmarks Tekniske Universitet.

Undgåede emissioner og substitutionseffekter

Der er i de to opgørelser meget stor enighed omkring centrale skøn af potentielle effekter fra undgåede

³³ European Biochar Certificate er en frivillig europæisk standard for certificering af biokul.

emissioner fra biomasseopbevaring og -spredning (spildevandsslam og digestat/fiberfraktion). De sidste parametre i opgørelserne relaterer til substitutionseffekten af energiproduktion fra pyrolyseprocesserne. Disse effekter er meget kontekstafhængige og kan ikke generaliseres, men vil skulle tilpasses systemafgrænsningen og målrettes den konkrete case, der analyseres.

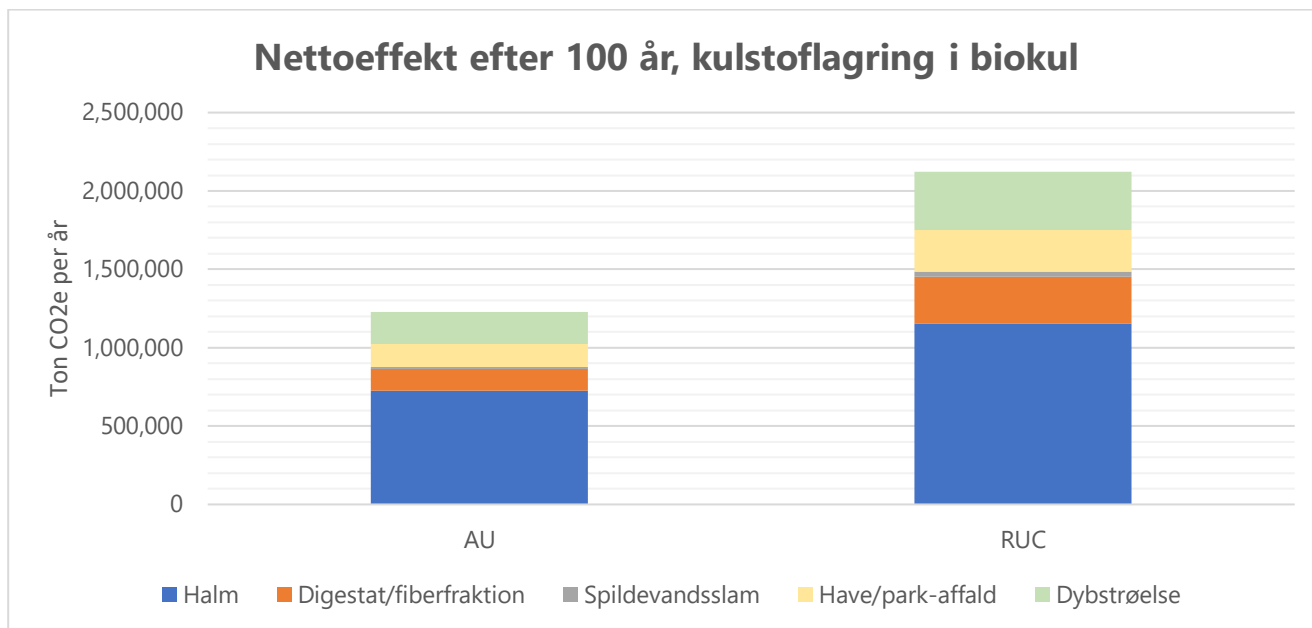
7.3. Skøn over nettoeffekter efter 100 år af kulstoflagring i biokul fra de identificerede restbiomasser

NIRAS har udarbejdet meget overordnede skøn for nettoeffekterne efter 100 år af de kortlagte biomasser i denne rapport med brug af AU og RUC's estimater for nettoeffekter som gennemgået ovenfor. Der er udelukkende beregnet skøn for netto lagringseffekterne set ift. kulstofoptaget i referencescenariet. Der er altså ikke beregnet skøn for undgået metan- og lattergasudledning og evt. substitution af energi. Skønnene er beregnet for at vise eksempler på størrelsesorden af nettoeffekten, når der ses på effekter over tid og ift. kulstofoptaget i referencescenariet.

Som tidligere beskrevet er der væsentlige usikkerheder forbundet med estimaterne. Det er dertil usikkert, om referencesituationen fra estimaterne svarer til referencesituationen for de identificerede restbiomasser, der er arbejdet med i denne rapport. Dette øger usikkerheden ved beregnede skøn nedenfor.

I AU og RUC's estimater indgår ikke estimater for have-/parkaffald og dybstrøelse. NIRAS har derfor udregnet skøn for disse biomasser ud fra et gennemsnit af estimaterne for halm og digestat. Dette bidrager yderligere til usikkerhederne for have-/parkaffald og dybstrøelse.

Figur 7.5 viser nedenfor et sammenlagt skøn over nettoeffekten efter 100 år af de kortlagte restbiomasser i denne rapport, hvor der tages højde for referencesituationen, dvs. den kulstoflagring, der ville have været ved direkte udbringning af biomasserne på landbrugsjord efter 100 år uden forudgående pyrolysering. Effekten er udregnet ud fra opgørelserne af tørstof i restbiomasserne som gennemgået i afsnit 4 ganget med estimaterne for CO₂-effekten pr. 1. ton tørstof fra AU's Vidensyntese og RUC.



Figur 7.5: Sammenlagt potentielle nettoeffekter efter 100 år for de kortlagte restbiomasser i rapporten, opgjort i CO_{2e}, beregnet ud fra estimater fra AU og RUC for CO₂-effekten pr. ton tørstof af biomasserne.

Figur 7.5 viser ikke overraskende, at nettoeffekten af de pågældende biomasser efter 100 år vil være mindre end den partielle effekt i år 0, jf. afsnit 6. Det skyldes del nedbrydning af kulstoffet i biokul over tid og modregningen af kulstoflagringen i referencesituationen. Figuren viser, at der er stor forskel mellem estimaterne fra AU's Vidensyntese og RUC pga. forskellene i antagelser om biokullets kvalitet. Forholdene mellem effekterne mellem biomasser er i store træk uændret ift. den partielle CO₂-effekt i år 0, jf. figur 2.4.

8. Sideeffekter

Som belyst i ovenstående afsnit, kan biokul have en række positive effekter på udledning og optag af CO₂ og andre klimagasser i form af kulstoflagring i kullene og potentielt set også undgået metal- og lattergasudledning ved reduceret opbevaring og udbringning af biomasser som slam og digestat. Endvidere kan der også være en substitutionseffekt af fossil gas eller olie, der dog især er usikker på længere sigt.

I dette afsnit gennemgås øvrige sideeffekter ved udbringning af biokul på landbrugsjord. Biokuls egenskaber ifm. udbringning på landbrugsjord afhænger i høj grad af råmateriale, pyrolysetemperatur og af jordbundsforhold. Der er store usikkerheder, og sideeffekterne ved udbringning af biokul på landbrugsjord er generelt ikke grundigt nok belyst³⁴. I det følgende gennemgås de sideeffekter, hvorom der for nuværende er størst viden, baseret på AU's Vidensyntese og Miljøstyrelsens rapport: Analyse af fremtidig slamhåndtering³⁵. De behandlede effekter fremgår af nedenstående tabel og beskrives nærmere i efterfølgende afsnit.

³⁴ Aarhus Universitet 2022: Knowledge Synthesis on Biochar in Danish Agriculture

³⁵ Miljøstyrelsen (2023): Analyse af fremtidig slamhåndtering.

Tabel 8.1: Oversigt over positive og negative sideeffekter ved udbringning af biokul

	Positive sideeffekter	Negative sideeffekter
Jordens dyrkningskvalitet og jordbiologi	<p>Forbedret vandholdende evne.</p> <p>Bedre aggregatstabilitet (stabiliserer jordstruktur, muliggør bevægelse af gasser, vand og næringsstoffer).</p> <p>Begrænset viden om effekt på mikroorganismer og regnorme.</p>	
Næringsstoffer	<p>Indeholder plantetilgængeligt P og K (størstedelen tilgængeligt på længere sigt).</p> <p>Kan øge N i jorden ved at mindske N-udvaskningen.</p>	<p>P-loft begrænsende faktor for udbringelse (især for biokul på slam og digestat).</p> <p>Plantetilgængeligheden af N i biokul er lav.</p>
Miljøeffekter	<p>Nogle tungmetaller og organiske stoffer (medicin, pesticider og mikro-plast) kan fjernes ifm. pyrolysen</p>	<p>Kan indeholde problematiske stoffer, fx:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tjærestoffer (PAH'er) (suboptimale pyrolyseforhold) • Særligt slam: Tungmetaller • Særligt slam: PFAS (pyrolysens effekt er usikker)

8.1. Effekt af biokul på dyrkningskvaliteten af landbrugsjord

8.1.1. Dyrkningsegenskaber

Internationale studier viser en gennemsnitlig signifikant positiv effekt af biokul på jordens dyrkningsegenskaber og på udbytter ved udbringning på landbrugsjord.

Det er fx biokullets evne til at forbedre jordens vandholdende egenskaber, øge tilgængeligheden af næringsstoffer, øge pH-værdi og forbedre aggregatstabiliteten, der forbedrer dyrkningskvaliteten. Sidstnævnte betyder, at biokul kan bidrage til at stabilisere jordstrukturen og fremme bevægelse af gasser, vand og næringsstoffer.

På tempererede jorde har man oftest ikke kunnet finde positive effekter på afgrødeudbytter. Der er således ikke påvist signifikante udbyttetigninger efter tilførsel af biokul på danske markforhold. Det skyldes primært, at de danske jorde typisk er kalkede (dvs. ikke forsurede) og har et højt indhold af næringsstoffer. Dog kan der muligvis opnås højere udbytter ved anvendelse af biokul på grovsandede jorde.³⁶

Der er begrænset viden om effekten af biokul på mikroorganismer og regnorme og det er derfor svært at konkludere noget håndfast om disse effekter³³.

8.1.2. Næringsstoffer

Biokul indeholder både kvælstof (N), fosfor (P) og kalium (K). P og K må hovedsageligt forventes af være tilgængeligt på længere sigt. Plantetilgængeligheden af N i biokul er generelt lav. I nogle studier er det dokumenteret, at biokul forsinke kvælstofudvaskningen fra rodzonen. Der mangler dog undersøgelser under danske forhold.

³⁶ Aarhus Universitet 2022: Knowledge Synthesis on Biochar in Danish Agriculture

Indholdet af P kan være en begrænsende faktor for udbringelse af biokul på grund af det gældende P-loft. Det gælder især for biokul produceret på slam og digestat.

For biokul produceret af fiberfraktion af afgasset eller rå gylle og fra spildevandsslam, vil det kun være muligt at anvende ca. 0,5 ton biokul/ha/år som gennemsnit uden overskridelse af P-loftet på 30 kg P/ha. For biokul produceret på halm vil der typisk kunne anvendes 7-9 ton biokul/ha/år (og op til 25 ton biokul/ha/år) uden overskridelse af P-loftet³⁷.

Nedenstående tabel viser, hvor store landbrugsarealer, udbringningen af biokul fra de kortlagte restbiomasser fra halm, digestat og slam kræver. For halm antages et gennemsnit på 8 ton biokul/ha/år. Til sammenligning er det sammenlagte danske dyrkede areal på 2.628.536 ha:

	Mængde (kg/år)	Påkrævet areal til udbringning, (ha/år)
Biokul fra halmrester	582.000	72.000
Biokul fra digestat	234.000	469.000
Biokul fra spildevandsslam	38.000	76.000

Det skal tages med i betragtning, at der må påregnes udbringning af anden gødning på landbrugsarealerne udover biokul, der også vil indeholde P og dermed bidrage til opnåelse af P-loftet.

8.2. Øvrige sideeffekter

I det følgende beskrives de bedst beskrevne effekter i form af miljøfremmede stoffer i biokul, som dog ikke forventes af være udtømmende beskrevet. Miljøfremmede stoffer i biokul kan dels stamme fra selve input-biomassen, men kan også dannes under forbrændingen i pyrolyseanlægget. Effekterne vil altså både afhænge af input-biomassen og indretningen af pyrolyseprocessen. Af den grund er det også vanskeligt at finde meget håndfaste konklusioner gennem litteraturen og nedenstående gennemgang kan ikke betragtes som udtømmende.

Der ses udelukkende på sideeffekter af miljøfremmede stoffer i selve biokullet, ikke på sideeffekter fra selve pyrolyseprocessen (som fx miljøfremmede stoffer i røggas og kondensvand).

8.2.1. Generelle miljøeffekter for biokul

Tjærestoffer (PAH) kan under nogle procesbetingelser dannes i et pyrolyseanlæg, hvilket kan gøre sig gældende for alle biomasser under pyrolysning. PAH kan ende i biokullet, hvilket kan medføre ophobning af PAH i jorden ved udbringning. Anlæggene bør derfor kontrolleres i henhold til gældende grænseværdier for at identificere et evt. behov for justering af procesbetingelser³⁸.

De høje temperaturer (>600-700° C) i pyrolyseprocessen har dog også positive sideeffekter i form af neutralisering af visse miljøfarlige stoffer – herunder dokumenteret destruktion af mikro-plastik og lægemidler. Endvidere neutraliserer pyrolyseprocessen virus og bakterier²⁷. I forhold til indholdet af miljøfremmede stoffer i input-biomasserne kan disse være problematiske i slam. Det gør sig især gældende for PFAS og tungmetaller, hvorfor disse effekter beskrives nærmere i efterfølgende afsnit 8.2.2. NIRAS har ikke fundet kilder, der belyser disse effekter nærmere ifm. husdyrgødning, som evt. kunne være relevant at belyse som delmængde af digestat.

³⁷ Aarhus Universitet 2022: Knowledge Synthesis on Biochar in Danish Agriculture

³⁸ Miljøstyrelsen (2023): Analyse af fremtidig slamhåndtering

8.2.2. Særligt om miljøeffekter for biokul produceret på slam

Miljøstyrelsen har i rapporten "Analyse af fremtidig slamhåndtering" set specifikt på skæbnen af miljøfremmede stoffer ved pyrolyse af slam og det følgende er gengivelse af hovedkonklusioner herfra.

Slam kan indeholde tungmetaller, og tungmetaller i slammet vil afhængigt af deres flygtighed fordele sig mellem biokullet og pyrolysegassen. De mindre flygtige tungmetaltypen (Cu, Pb, Zn og Cr) og uorganiske forbindelser fra slammet opkoncentreres i biokul. Selv i de tilfælde, hvor slammet overholder grænseværdien for de mindre flygtige tungmetaller, risikerer biokullet at have et for højt indhold pga. opkoncentreringen. Nogle tungmetaller kan opkoncentreres med op til en faktor 2. I de tilfælde må indholdet i fødeslammet altså ikke være mere end 50 % af grænseværdien.

PFAS

Miljøstyrelsen behandler ligeledes effekten på PFAS ifm. pyrolysning af slam i deres analyse af fremtidig slamhåndtering og følgende er et uddrag af væsentlige pointer herfra.

Der kræves høj varme for en total destruktion af PFAS og altså ikke blot for en nedbrydning til andre PFAS-forbindelser (fx kortere PFAS forbindelser).

Total destruktion af korte kæder som aromatiske PFAS må forventes at være ved temperaturer over 1000° C, men Miljøstyrelsen har ikke fundet pålidelig dokumentation herfor. Der bør således skelnes mellem på den ene side total destruktion af PFAS til uorganisk bundet fluor, og på den anden side nedbrydning til mere kortkædede PFAS-forbindelser.

Der kan være risiko for PFAS-forbindelser i kondensvand og biokul fra pyrolyse af slam. AquaGreen har ifølge Miljøstyrelsens rapport foretaget PFAS4- og PFAS22-analyser³⁹ af indgående slam (koncentration i fødeslam ukendt) og udgående biokul. Resultater af analyser af biokul var under detektionsgrænsen.

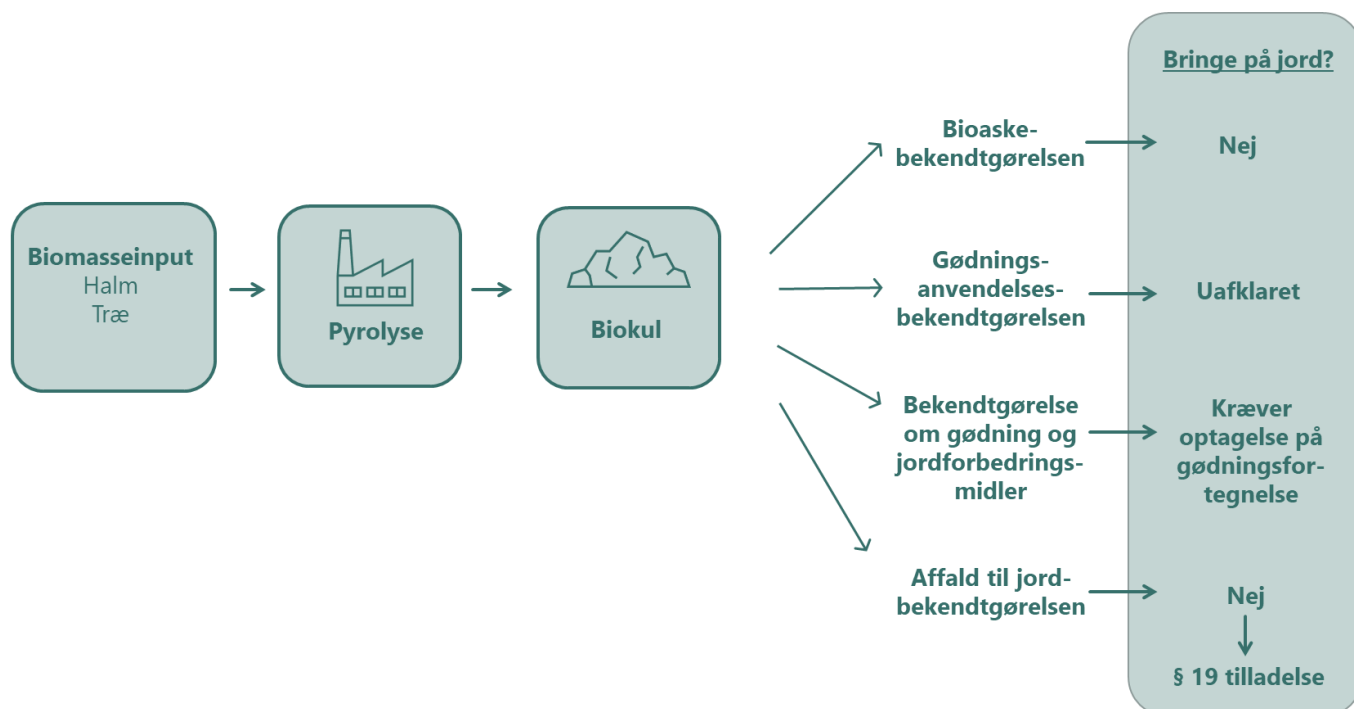
Grundet de middelhøje temperaturer i pyrolyseprocessen (600-700°C) er der risiko for kun delvis nedbrydning af PFAS. Derfor kan der være andre PFAS-stoffer i biokullet, end de, der testes og reguleres for. Der er dermed et behov for at analysere andre PFAS-forbindelser end PFAS22 i biokullet.

9. Reguleringsmæssige barrierer for udbringning af biokul

Der er en række reguleringsmæssige udfordringer forbundet med udbringning af biokul på marker. Grundlæggende er det i dag ikke tilladt at udbringe biokul på marker uden at ansøge om tilladelse i den relevante kommune i henhold til Miljøbeskyttelseslovens §19. Reguleringen heraf er kompleks og er nærmere beskrevet herunder ud fra NIRAS' umiddelbare vurdering af reguleringen. Beskrivelsen er ikke udtømmende fsva. biomasser og mulige reguleringsveje. En nærmere afklaring af reguleringen vil kræve yderligere dialog med relevante myndigheder.

³⁹ I Danmark reguleres for op til 22 PFAS-forbindelser, og summen af koncentrationerne af enkeltstoffer angives som PFAS4, PFAS12, PFAS22 eller PFAS32 alt efter, hvor mange forbindelser der inddrages i analysen.

9.1. Regulering af udbringning af biokul baseret på træ og halm på landbrugsjord



Figur 9.1 NIRAS' umiddelbare vurdering af potentielle reguleringsveje, udbringning af biokul fra pyrolyse af halm og træ

Figur 9.1 belyser NIRAS umiddelbare vurdering af potentielle veje i den eksisterende regulering for udbringning af biokul fra pyrolyse af halm og træ.

Aske fra forbrænding af træ og halm vil typisk reguleres under bioaskebekendtgørelsen, men det er ikke tilfældet med biokul. Biokul produceret af biomasse (træ, halm mv.) reguleres umiddelbart ikke under bioaskebekendtgørelsen, da det er Miljøstyrelsens opfattelse, at der ikke er tale om aske, men et uforbrændt restprodukt fra forbrænding.

Reglerne for selve udbringningen af biokul til landbrugsjord (dvs. om der i første omgang kan gives tilladelse til at bringe biokul ud), afhænger af, om biokul skal betragtes som et produkt eller som forbehandlet affald.

Så længe biokul ikke er optaget i Gødningsfortegnelsen under Bekendtgørelse om gødning og jordforbedringsmidler, betragtes biokul indtil videre som affald. Iflg. NIRAS' undersøgelser er der ikke nogen gødningsproducenter, der har anmeldt biokul som gødningsprodukt under gødningsfortegnelsen. Reguleringen af biokul i Gødningsanvendelsesbekendtgørelsen er derudover uklar og uden for denne rapports opdrag at afklare.

Derfor antages det som udgangspunkt, at biokul pt. reguleres af Affald til Jordbekendtgørelsen, jf. faktaboks. Kommunen afgør, hvorvidt biokul er et produkt eller affald (efter end-of-waste reglerne), hvis der opstår tvivl.

Da biokul ikke er oplistet på Affald- til jordbekendtgørelsens bilag 1, er det som udgangspunkt ikke tilladt at udbringe biokul på landbrugsjord. Derfor skal der søges særskilt § 19 tilladelse i den kommune, hvor udbringningen sker. I en §19 tilladelse fastsætter kommunen vilkår med udgangspunkt i Affald til jordbekendtgørelsen.

Kommunerne har via Miljøbeskyttelseslovens §19 hjemmel til, på baggrund af en ansøgning, at give en tidsbegrænset tilladelse til anvendelse på konkrete arealer, hvis det vurderes til ikke at udgøre en risiko. Det kan dog være en mere administrativ tung proces.

Reglerne for udbringningstidspunkter og udbringningsmetoder af biokul følger reglerne for udbringning af organiske gødninger i gødningsanvendelsesbekendtgørelsen⁴⁰. Anvendelse af biokul til gødningsformål skal derfor overholde alle de krav, som gødningsanvendelsesbekendtgørelsen stiller generelt til gødning og konkret til (fast) organisk gødning⁴¹.

Faktaboks: Affald- til jordbekendtgørelsen

Affald- til jordbekendtgørelsen

Affald-til-jordbekendtgørelsen fastsætter regler om, i hvilket omfang affald kan anvendes til jordbrugsformål uden skadelig virkning på miljøet.

I **bilag 1** listes de affaldstyper, som kan anvendes efter reglerne til jordbrugsformål:

- A. Slam, spildevand og uforurenede produktrester – fra vegetabiliske råvarer og mejerier
- B. Slam fra dambrug
- C. Slam fra forarbejdning af animalske råvarer
- D. Organisk dagrenovation og organisk dagrenovationslignende affald
- E. Spildevandsslam – offentlige renseanlæg og private renseanlæg til husspildevand
- F. Animalske biprodukter jf. EU's Animalske biproduktsforordning

Som det fremgår af bilag 1 listen er biokul fra pyrolyseanlæg ikke omfattet.

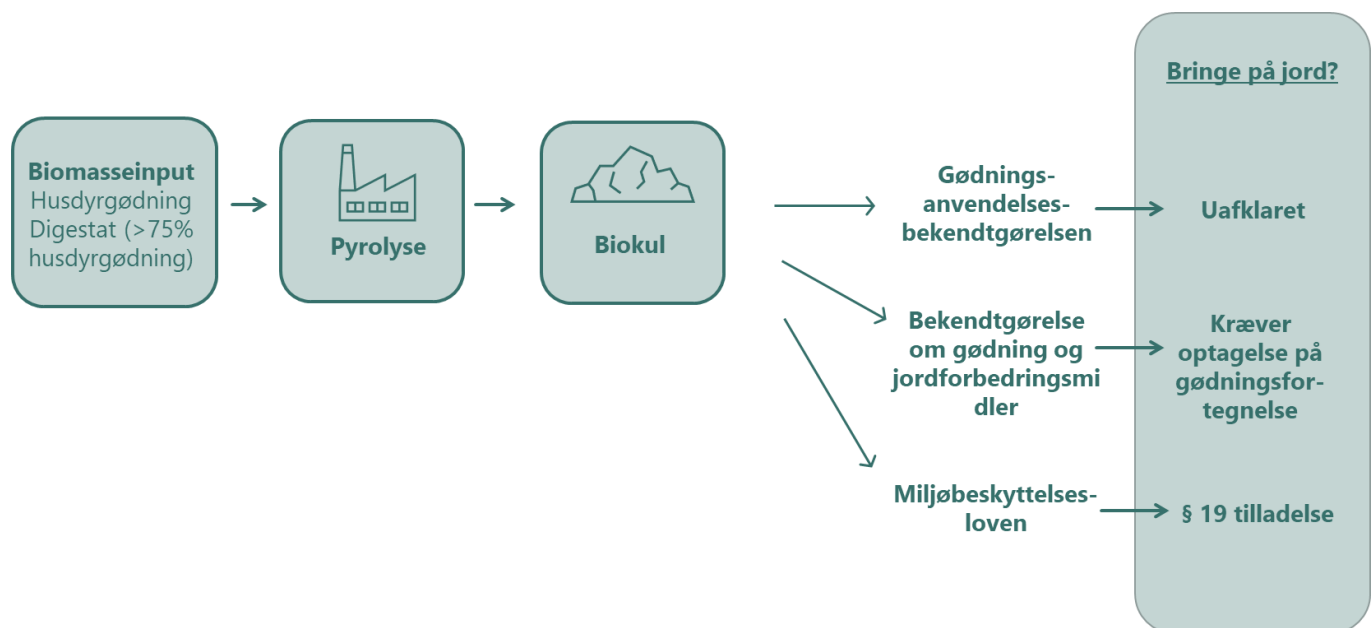
I **bilag 2** er fastsat en række grænseværdier for affaldets indhold af tungmetaller (cadmium, kviksølv, bly, nikkel, chrom, zink, kobber) og miljøfremmede stoffer (LAS, PAH, NPE, DEHP, PCB), som skal være overholdt inden affaldet kan anvendes til jordbrugsformål jf. § 7. § 7 fastsætter endvidere, at der ikke være væsentlige mængder af andre miljøskadelige stoffer.

I **bilag 3** listes en række hygiejniske anvendelsesrestriktioner, som de listede affaldstyper skal gennemgå inden anvendelse på landbrugsjord. For at spildevandsslam skal kunne anvendes uden anvendelsesrestriktioner skal det gennemgå en kontrolleret hygiejniseringsproces. Det vil sige, at det a) skal behandles i reaktor, som sikrer en temperatur på minimum 70 grader C i minimum en time eller tilsvarende hygiejniseringsproces og behandlingen skal dokumenteres eller b) behandles i biogasreaktor.

⁴⁰ SEGES: *Hvordan er reglerne for udbringning af biochar til landbrugsarealer?:* https://www.landbrugsinfo.dk/public/8/9/f/godskning_regler_udbringning_biochar.

⁴¹ Gødningsanvendelsesbekendtgørelsen: <https://husdyrvejledning.mst.dk/arkiv/2022/mar/1-bekendtgørelsens-anvendelsesomraade-definitioner-mv-v2/>.

9.2. Regulering af udbringning af biokul baseret på digestat fra husdyrgødningsbaserede biogasanlæg og husdyrgødning på landbrugsjord



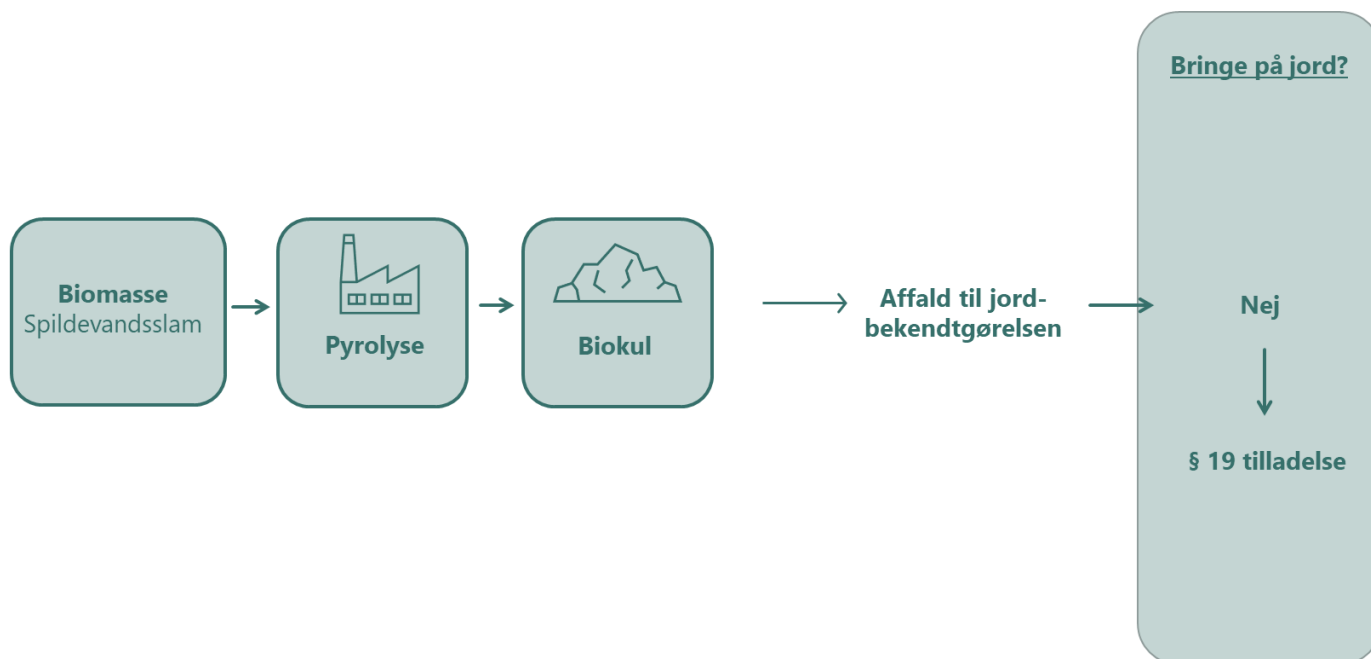
Figur 9.2: NIRAS' umiddelbare vurdering af potentielle reguleringsveje, udbringning af biokul fra digestat og husdyrgødning

Figur 9.2 belyser NIRAS' umiddelbare vurdering af potentielle veje i den eksisterende regulering for udbringning af biokul fra pyrolyse af digestat med minimum 75 % husdyrgødning og ren husdyrgødning. For biokul fra disse biomasser er gødningsanvendelsesbekendtgørelsen og bekendtgørelse om gødning og jordforbedringsmidler ligeledes mulige reguleringsveje, hvor samme forhold vil gælde som for udbringning af biokul fra halm og træ.

Digestat med min. 75 % husdyrgødning og husdyrgødning er ikke omfattet af affald-til-jord bekendtgørelsen. Bioaskebekendtgørelsen vil heller ikke omfatte digestat og husdyrgødning.

Den eneste mulighed for at udbringe biokul fra digestat med minimum 75 % husdyrgødning og ren husdyrgødning vurderes for nuværende at være at søge en §19-tilladelse under Miljøbeskyttelsesloven.

9.3. Regulering af udbringning af biokul baseret på slam på landbrugsjord



Figur 9.3 NIRAS' umiddelbare vurdering af potentielle reguleringsveje, udbringning af biokul fra spildevandsslam

Figur 9.3 belyser NIRAS' umiddelbare vurdering af potentielle veje i den eksisterende regulering for udbringning af biokul fra spildevandsslam. For spildevandsslam gælder, at det kun er relevant at kigge på affald-til-jord bekendtgørelsen. Også for denne biomasse vil derfor være nødvendigt at ansøge om en §19 tilladelse efter Miljøbeskyttelsesloven i den kommune, hvor udbringningen af biokul sker.

Endvidere er det et spørgsmål, om pyrolyse kan betragtes som en godkendt metode til hygiejnisering af slam og digestat. Miljøstyrelsen har udtalt sig vejledende om pyrolyse som metode til kontrolleret hygiejnisering iht. affald-til-jord bekendtgørelsen⁴². Da pyrolyse er ikke nævnt i bekendtgørelsens bilag 3, punkt 8, litra a og b som en specifik behandlingsmetode til hygiejnisering, har Miljøstyrelsen vurderet om pyrolyse kan omfattes af bilag 3, punkt 8. Miljøstyrelsen vurderer, at hvis pyrolyseprocessen sker ved temperaturer >500°C i mere end 3 minutter, og processens temperatur og varighed dokumenteres, kan processen betragtes som en kontrolleret hygiejnisering.

9.4. Afklaringsbehov ift. regulering

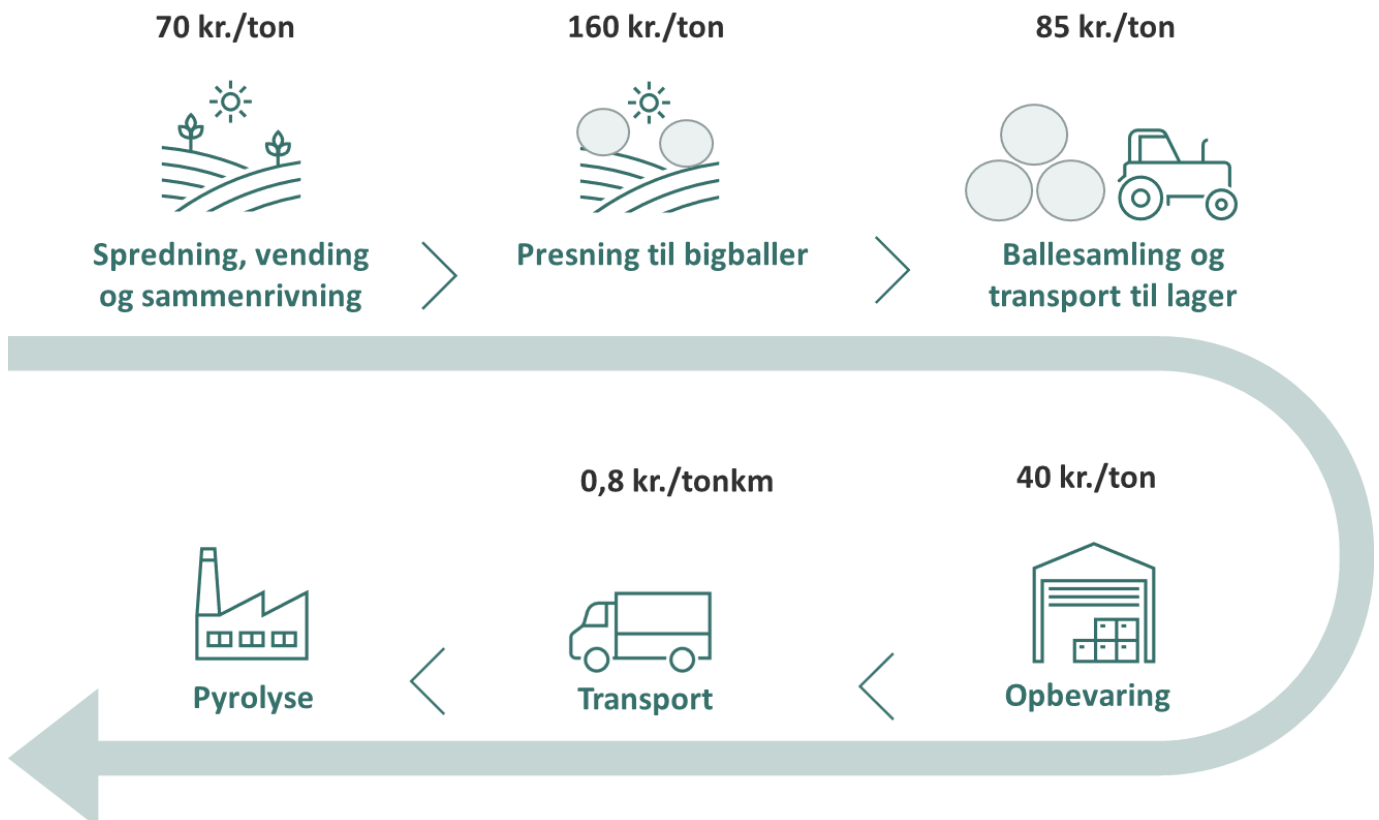
Ovenstående gennemgang af reguleringen af udbringning af biokul peger på, at reguleringen for nuværende er meget kompleks og ikke møntet på udbringning af biokul. Der er altså behov for at afklare reguleringen nærmere fra statens side og udarbejde relevante vejledninger hertil. Dette kan fx indgå i ministeriernes nuværende arbejde med strategier for indfrielse af de tekniske reduktionspotentialer fra Aftale om landbrugets grønne omstilling (2021), herunder potentialet fra biokul.

⁴² Miljøstyrelsen 2021, vejledende udtalelse: Pyrolyse som metode til kontrolleret hygiejnisering ifth. Affald til jord-bekendtgørelsen, <https://mst.dk/media/245981/vejledende-udtalelse-om-pyrolyse-som-hygiejningsmetode.pdf>

Bilag 1: Økonomiske estimater for behandling af biomasser

I Figur 9.4 og Figur 9.5 vises estimater for omkostninger forbundet med transport og behandling af halm og digestat forud for pyrolyse. Omkostningerne kan betragtes som grove skøn, der kan variere meget med geografi. Der er ikke vurderet meromkostninger til behandling af spildevandsslam forud for pyrolyse, da pyrolyseanlægget som udgangspunkt placeres ved spildevandsanlægget.

Der er ikke vurderet omkostninger forbundet med transport og behandling af have-/parkaffald.



Figur 9.4: Estimater for omkostninger ved behandling af halm forud for pyrolyse. Kilde: Danske Maskinstationer og Entreprenører

0,5 kr./tonkm



Figur 9.5: Estimater for omkostninger ved behandling af digestat forud for pyrolyse