

# SLAMBEHANDLINGSTEKNOLOGIER OG GØDNINGSVÆRDI AF SLAMREST-PRODUKTER BELYST GENNEM EN LIVSCYKLUSKORT- LÆGNING OG DYRKNINGSFORSØG



# **SLAMBEHANDLINGSTEKNOLOGIER OG GØDNINGSVÆRDI AF SLAMREST- PRODUKTER BELYST GENNEM EN LIVSCYKLUSKORTLÆGNING OG DYRKNINGSFORSØG. DANVA VUDP PROJEKTRAPPORT**

**DATO:** 23. august

2024

**Projekt ID: 01.2020**

**Udgiver:**

DANVA – Dansk Vand- og Spildevandsforening.

**Udarbejdet af:**

Jakob Magid, lektor ved København Universitet, Plant and Environment Science (PLEN)  
Dorette Sophie Müller-Stöver, lektor ved Københavns Universitet, PLEN  
Anders Damgaard, lektor ved Danmarks Tekniske Universitet, Sustain  
Lars Krogsgaard Nielsen, projektleder BIOFOS A/S  
Per Henrik Nielsen, projektchef VandCenter Syd A/S  
Nina Almind-Jørgensen, udviklingsingeniør VandCenter Syd A/S  
Lærke Ærenlund, udviklingsingeniør Fors A/S

**Finansiering:**

Projektet er finansieret af  
VUDP, Vandsektorens Udviklings- og Demonstrationsprogram

**Samarbejdspartnere:**

Københavns Universitet, Plant and Environment Science (PLEN)  
Danmarks Tekniske Universitet, Sustain  
Forsyningerne: Fors A/S, VandCenter Syd A/S og BIOFOS A/S

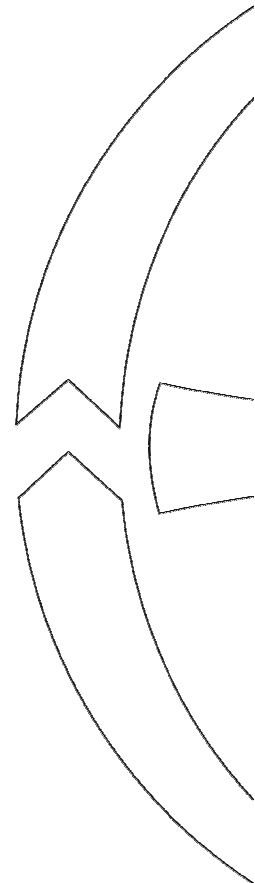
**Kategori (Spildevand, drikkevand eller klimatilpasning):**

Spildevand – nærmere betegnet slambehandling

---

## Indholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>Sammenfatning</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>English summary</b>	<b>6</b>
<b>3</b>	<b>Introduktion</b>	<b>9</b>
<b>4</b>	<b>Projektets betydning for vandbranchen</b>	<b>11</b>
4.1	Marked og/eller anvendelsesmuligheder	12
4.1.1	Afsætning af slamrestprodukter til jordbruget	13
4.1.2	Lovgivning for landbrugsanvendelse af slamrestprodukter	14
4.2	Næste skridt	15
4.3	Formidlingsplan	18
<b>5</b>	<b>Projektet</b>	<b>20</b>
5.1	Formål	20
5.2	Output	20
5.3	Projektresultater, Planteforsøg	20
5.3.1	Metoder	20
5.3.2	Inkubation af jord koblet med Potteforsøg i klimakamre	21
5.3.3	Dyrkningsforsøg i rammer fra 2019	27
5.3.4	Dyrkningsforsøg i rammer, VUDP-projekt	28
5.4	Projektresultater, Livscykluskortlægning (LCI)	32
5.4.1	Funktionel enhed og scenarier	32
5.4.2	Tolkning af resultater	38
5.5	Konklusion	40
<b>6</b>	<b>Litteraturliste</b>	<b>42</b>



# 1 Sammenfatning

De danske spildevandsforsyninger må i deres valg af slambehandlingsmetoder og slutdisponering af slamrestprodukt - udover økonomi - prioritere løsninger, som inddrager miljøpåvirkning, klimabelastning (CO<sub>2</sub>-aftryk), optimering af renseanlæggets energibalance og cirkulær økonomi.

Projektets livscykluskortlægning (LCI) er udført af Danmarks Tekniske Universitet (DTU). I projektet vurderes slambehandlingsmetoderne forbrænding, pyrolyse, mineralisering og afvandet udrådnet slam (reference). Kortlægningen inddrager resultater fra test i klimakamre og 3-årige planteforsøg i felten - udført af Københavns Universitet (KU) - med slamrestprodukterne slamaske, biochar, mineraliseret slam og udrådnet afvandet slam.

## **Resultater fra Livscykluskortlægning:**

Den af DTU udarbejdede LCI kvantificerer klima- og miljøeffekter og forbrug/genindvinding af ressourcer - inklusive gødningseffekt af de forskellige slamrestprodukter. Resultater fra LCI'en er et værktøj, som danske forsyninger kan drage nytte af i deres planlægning og valg af slambehandlingsmetoder.

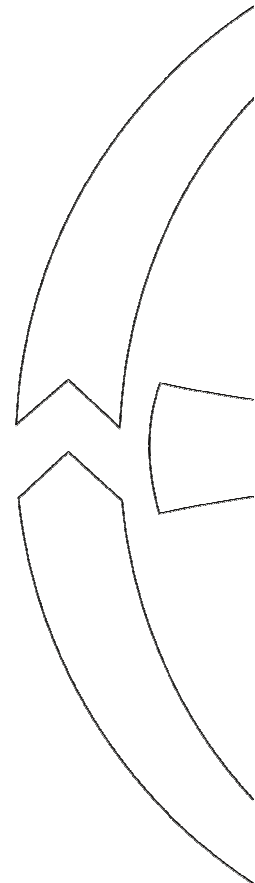
For alle slambehandlingsmetoder - undtagen slammineralisering - gælder, at slammet er udrådnet før behandlingen. Derfor opnår referencen (udrådnet afvandet slam), forbrænding og pyrolyse den samme fordel med produceret biogas, og den energi og elektricitet der er antaget at blive produceret fra den generede biogas. Besparelserne kommer især fra den varmeproduktion, der antages at substituere naturgas, hvorimod elektricitet antages at substituere vind/sol. Hvis der var indsat andre antagelser omkring varme besparelsen, ville de tre scenarier have mindre, men stadig positiv effekt i retning af mindre klimapåvirkning.

For gængs praksis med udspredning af udrådnet afvandet slam (referencen) er der desuden en væsentlig besparelse fra substitution af nitrogen som kvælstofgødning, som ikke ses i de andre scenarier, da denne går tabt ved de forskellige teknologier til behandling.

Slamforbrænding viser en mindre positiv virkning, hvilket primært skyldes brug af materialer til røggasrensningen. Det meste af energien bruges i processen og til at afvande materialet.

For pyrolyse er der en stor påvirkning, som primært skyldes materialer og energi til processen. Det skal bemærkes at disse data er meget usikre, da der ikke var tilgængelige data for de to nye danske anlæg under projektføreløbet; så data for pyrolyse processen er baseret på litteratur. Den store påvirkning opvejes dog af en endnu større besparelse fra kulstof bundet i biocharen, der antages fast bundet i jorden. Pyrolyse fremviser den største positive klimaeffekt relateret til kulstof.

Analysen af slammineralisering, hvor slammet ikke forudgående er udrådnet, viser ikke den store forskel om opbevaringen medtages i vurderingen af klimapåvirkningen. Slammineralisering har den største negative påvirkning, og det skyldes lattergas emissioner fra mineraliseringsbedene. De opvejes til dels ved substitution af næringsstoffer, men slammineralisering udviser stadig den største klimapåvirkning på tværs af alle scenarierne.



Livscyklus kortlægningens sammenligning af metoder omfatter både slambehandling og udspreddning af slamrestprodukt på landbrugsjord. Her sammenfattes, at slammineralisering har størst klimapåvirkning med ca. 15 kg CO<sub>2</sub>-ækvivalenter pr. ton slam (3,1% tørstof). De øvrige slambehandlinger fremstår med positive klimapåvirkninger (altså negative værdier) med minus 7-8, minus 12 og minus 15 kg CO<sub>2</sub>-ækvivalenter pr. ton slam (3,1% tørstof) for henholdsvis forbrænding, udrådnet/afvandet slam og pyrolyse.

### **Resultater fra Dyrkningsforsøg:**

KU har gennem dyrkningsforsøg belyst langtidsgødningsværdi af fosfor (P) og effekt på miljøet ved målt optagelse af tungmetaller i planterne. Undersøgelserne har omfattet inkubationstest, dyrkning af rajgræs i potter i klimakammer og i rammer i felten.

#### ***Inkubationstest – jord blandet med slam restprodukt***

Alle slamrestprodukter blev indblandet i jord, som så blev holdt ved 7 °C og 21 °C i optil 600 dage. Der indgik kontrolbehandlinger med ugødet jord, og jord gødet med Tredobbelt Superfosfat (TSP).

Inkubationstesten af jord/slamrestprodukt viser, at samtlige forsøgsbehandlinger har et forhøjet niveau af vandopløseligt P i forhold til den ugødede jord; på nær biochar fra VandCenter Syd, der ikke havde målbart forhøjet indhold. Der blev fundet et signifikant fald i vandopløseligt P fra TSP over tid, hvilket er i overensstemmelse med forventningen om, at handelsgødnings P bliver mindre tilgængeligt med tiden, grundet reaktionen med jord. Desuden sås der en signifikant stigning med tiden i den relativt lave mængde vandopløseligt P fra BIOFOS asken.

Effekten af TSP faldt hurtigere over tid ved 21 °C sammenlignet med ved 7 °C, hvilket er i overensstemmelse med, at reaktionshastigheder øges med temperaturen, og fosfat ioner derfor hurtigere vil blive uopløselige. De øvrige behandlinger var ikke signifikant påvirkede af temperatur.

Slamprodukterne kunne således opretholde en effekt, som var uændret over tid, og i tilfældet BIOFOS aske forøge det vandopløselige fosfat til en vis grad med tiden. Der er derfor tale om en 'slow release' virkning af produkterne, hvor jordens evne til at gøre P uopløseligt holdes i skak af produktet. Når der ikke var en målbar effekt af øget temperatur på disse behandlinger, kan det tyde på en meget langvarig flerårig fosforvirkning.

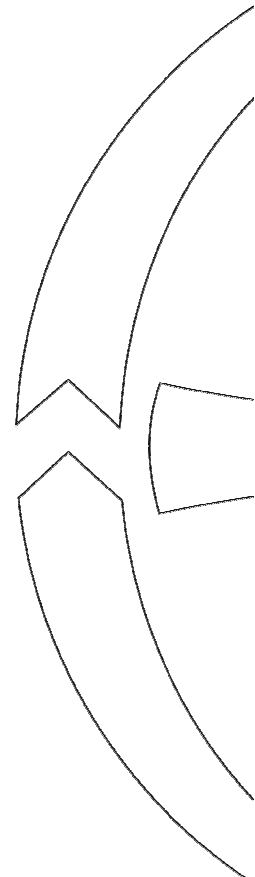
Biochar fra VandCenter Syd var afvigende ved, at den ikke havde målbar effekt på vandopløseligt P i forhold til den ugødede jord. Der er dog grund til at tro at biochar produktet repræsenterer en 'worst case' grundet højt jern indhold, hvorfor resultatet ikke kan generaliseres.

Den inkuberede blanding blev koblet med potteforsøg i klimakammer.

#### ***Potteforsøg i klimakammer***

Jord fra inkubationsforsøgene blev efter 0, 90 eller 600 dages inkubation brugt i potteforsøg, hvor KU undersøgte tørstofproduktion og fosforoptagelse i rajgræs. Alle forsøgsled på nær kontroljorden (0 Con) fik tilført samme mængde fosfor med slamprodukterne og TSP. Desuden er der tilført øvrige næringsstoffer i rigelige mængder.

Potteforsøgene viser, at samtlige behandlinger på nær biochar giver anledning til optaget af P i rajgræs. De viser også, at virkningen af TSP falder betydeligt med tiden, mens det



afvandede slam ses bedre at opretholde sin virkning ved normal jordtemperatur, ligesom asken opretholder en vis virkning både ved normal og især ved høj jordtemperatur. Dette bekræfter – som også påvist i inkubationstesten – en 'slow release' virkning af produkterne, hvor jordens evne til at gøre P uopløseligt holdes i skak af produktet. Det mineraliserede slam havde et fald i virkning efter 600 dage svarende til, hvad der blev fundet for TSP.

### **Feltforsøg med dyrkning i rammer**

KU inddrager en serie resultater på et forsøg med slam og slamaske fra BIOFOS, som blev etableret tilbage i 2019 (før VUDP-projektet), som er vigtig, fordi forsøget har løbet i længere tid, og ikke mindst fordi forsøgsresultater herfra anvendes til at estimere P-optaget fra jorden i rammeforsøget under VUDP projektet.

Ligesom i inkubationsforsøget blev det konstateret, at det plantetilgængelige P i jorden fra 2019 rammerne faldt markant over tid i de behandlinger, hvor der blev tilført en stor mængde vandopløseligt P med TSP. Selvom bikarbonat ekstraherbart P i jorden var på et meget lavere niveau i behandlingen med slam end i TSP-behandlingen, var det dog højt nok til at forsyne planterne med P på samme niveau som TSP gennem 4 år, sandsynligvis også på grund af, at tilførslen fra start svarer til en 10 års tilførsel. Generelt viste forsøgene en ret konstant tilførsel af plantetilgængeligt P fra asken, som svarede til ca. 27% af det i TSP-behandlingen.

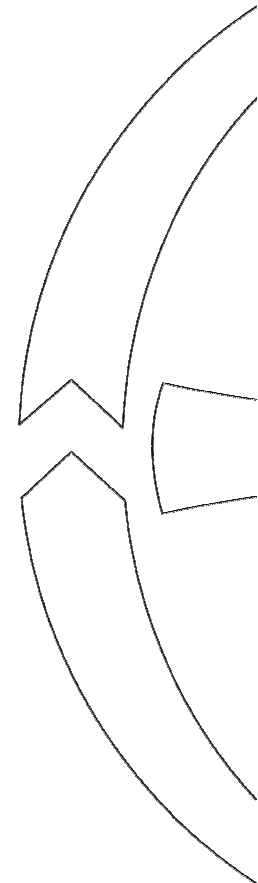
Slamrestprodukters fosfor-virkning i forhold til TSP i de forskellige forsøg

	<b>BIOFOS slam</b>	<b>BIOFOS Slam- aske</b>	<b>VandCen- ter Syd slam</b>	<b>FORS slam</b>	<b>Biochar</b>
Potteforsøg Dag 0	37 %	35 %	79 %	80 %	3 %
Potteforsøg Dag 600 7 °C	71 %	38 %	80 %	47 %	0 %
Potteforsøg Dag 600 21 °C	73 %	57 %	81 %	85 %	12 %
Rammeforsøg 2019 (efter 1. vækstsæson)	141 %	26 %	-	-	-
Rammeforsøg 2019 (efter 5. vækstsæson)	95 %	30 %			
Rammeforsøg 2021 (efter 1. vækstsæson)*	-	26 %	139 %	85 %	4 %
Rammeforsøg 2021 (efter 3. vækstsæson)*	-	34 %	98 %	78 %	16 %

\*Beregnet med den antagelse at slamasken virkede på sammenlignelig måde i begge rammeforsøg.

Hvad angår VUDP projektets rammeforsøg, fandt KU atter, at der ved tilførsel af store mængder ikke kan ses forskel i P virkningen mellem forskellige slamresttyper og TSP i de første 3 år. Igen blev der set en lille, men konstant tilførsel fra slamaske, mens biochar – som i potteforsøgene – havde en meget begrænset P virkning, som først blev målbar i det 3. forsøgs år.

Med hensyn til koncentrationen af tungmetaller i planter var der ingen forskel mellem handlingerne med slamprodukter og TSP-behandlingen.



## 2 English summary

In their choice of sludge treatment methods and final disposal of sludge residual product, the Danish wastewater utilities must - in addition to economy - prioritize solutions that include environmental impacts, climate impact (CO<sub>2</sub> footprint), optimization of the treatment plant's energy balance and circular economy.

The project's life cycle mapping (LCI) was carried out by the Technical University of Denmark (DTU). In the project, the sludge treatment methods incineration, pyrolysis, mineralization and digested dewatered sludge (reference) are assessed. The mapping includes results from tests in climate chambers and 3-year plant trials in the field - carried out by the University of Copenhagen (KU) - with the sludge residue products sludge ash, biochar, mineralized sludge and dewatered digested sludge.

### **Results from Life Cycle Mapping:**

The LCI prepared by DTU quantifies climate and environmental effects and consumption/recovery of resources - including the fertilizer effect of the various sludge residue products. Results from the LCI are a tool that Danish utilities can use in their planning and selection of sludge treatment methods.

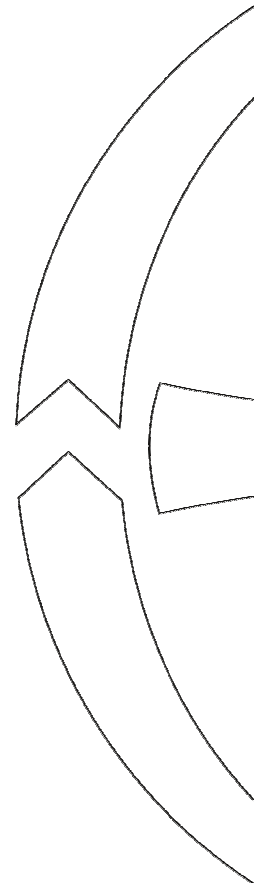
For all sludge treatment methods - except sludge mineralization - it applies that the sludge has been digested before the treatment. Therefore, the reference case (digested dewatered sludge directly applied), incineration and pyrolysis achieve the same benefit with produced biogas, and the energy and electricity assumed to be produced from the generated biogas. The savings come mainly from heat production, which is assumed to substitute natural gas, whereas electricity is assumed to substitute wind/solar. If other assumptions had been made regarding the heat saving, the three scenarios would have a smaller, but still positive effect in the direction of less climate impact.

For the common practice of spreading digested dewatered sludge (the reference), there is also a significant saving from the substitution of nitrogen as nitrogen fertilizer, which is not seen in the other scenarios, as this is lost through the various technologies for treatment.

Sludge incineration shows a less positive effect, which is primarily due to the use of materials for flue gas cleaning. Most of the energy produced is used in the process and to dewater the material.

For pyrolysis, there is a large impact, which is primarily due to inputs to the process. It should be noted that these data are very uncertain as there was no full scale data available for the two new Danish plants when the project was running, so data for the pyrolysis process is based on the literature. However, the large impact is offset by an even greater saving from carbon bound in the biochar, which is assumed to be firmly bound in the soil. Pyrolysis exhibits the greatest positive climate effect related to carbon.

The analysis of sludge mineralization, where the sludge has not previously been digested, does not show much difference if the storage is included in the assessment of the climate impact. Sludge mineralization has the greatest negative impact, and this is due to nitrous oxide emissions from the mineralization beds. They are partially offset from nutrient substitution but are still the largest impact across all scenarios.



The life cycle mapping's comparison includes both sludge treatment and spreading of sludge residue product on agricultural land. Here it is summarized that sludge mineralization has the greatest climate impact with approx. 15 kg of CO<sub>2</sub> equivalents per ton sludge (3.1% dry solids). The other sludge treatments appear to have positive climate impacts (i.e. negative values) with minus 7-8, minus 12 and minus 15 kg of CO<sub>2</sub> eqv./tonnes of sludge (3.1% dry solids) for incineration, digested/dewatered sludge and pyrolysis respectively.

### **Results from plant cultivation trials:**

Through plant cultivation trials, the University of Copenhagen (KU) has elucidated the long-term fertilizing value of phosphorus (P) and the effect on the environment by measured uptake of heavy metals in the plants. The investigations have included incubation tests, cultivation of ryegrass in pots, climate chambers and in frames in the field.

#### ***Incubation test – soil mixed with sludge residue***

All sludge residues were mixed into soil, which was then kept at 7°C and 21°C for up to 600 days. Control treatments with unfertilized soil and soil fertilized with Triple Superphosphate (TSP) were included.

The incubation test of soil/sludge residue product shows that all experimental treatments have an increased level of water-soluble P compared to the unfertilized soil, except for biochar from VandCenter Syd, which did not have a measurably increased content. A significant decrease in water-soluble P from TSP over time was found, which is consistent with the expectation that commercial fertilizer P becomes less available over time due to the reaction with soil. Furthermore, a significant increase was seen over time in the relatively low amount of water-soluble P from the BIOFOS sludge ash.

The effect of TSP decreased faster over time at 21°C compared to 7°C, which is consistent with reaction rates increasing with temperature and phosphate ions therefore becoming insoluble more quickly. The other treatments were not significantly affected by temperature.

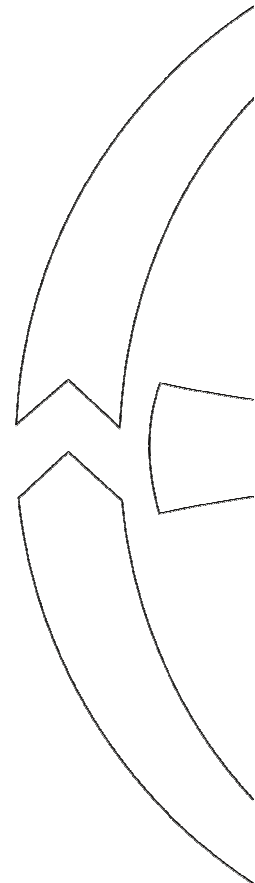
The sludge products could thus maintain an effect which was unchanged over time, and in the case of BIOFOS sludge ash increase the water-soluble phosphate to a certain extent over time. There is a 'slow release' effect of the products, where the soil's ability to make P insoluble is kept by the product. As there was no measurable effect of increased temperature on these treatments, it may indicate a very long-term multi-year phosphorus effect.

Biochar from VandCenter Syd differed in that it had no measurable effect on water-soluble P compared to the unfertilized soil. However, probably the biochar product represents a 'worst case' due to the high iron content, which is why the result cannot be generalised.

#### ***Pot test in climate chamber***

After 0, 90 or 600 days of incubation, soil from the incubation was used in pot experiments for measures of dry matter production and phosphorus uptake in ryegrass. All pots except the control soil (0 Con) were supplied with the same amount of phosphorus with the sludge products and TSP. In addition, other nutrients have been added in ample quantities.

The pot experiments show that all treatments except biochar give rise to the uptake of P in ryegrass. They also show that the effect of TSP decreases considerably with time, while the dewatered sludge is seen to maintain its effect better at normal soil temperature, just as the ash maintains some effect both at normal and especially at high soil temperature. This confirms a 'slow release' effect of the products, where the soil's ability to make P insoluble





is kept by the product. The mineralized sludge had a decline in effectiveness after 600 days similar to what was found for TSP.

### **Field trials with cultivation in frames**

KU includes a series of results from an experiment with sludge and sludge ash from BIOFOS, which was established back in 2019 (before the VUDP project), which is important because the experiment has been running for a longer time, and not least because test results from this are used for to estimate P uptake from the soil in the framework trial under the VUDP project.

As in the incubation experiment, it was found that the plant-available P in the soil from the 2019 framework fell significantly over time in the treatments where a large amount of water-soluble P was added with TSP. Although bicarbonate extractable P in the soil was at a much lower level in the sludge treatment than in the TSP treatment, it was still high enough to supply the plants with P at the same level as TSP over 4 years, probably also due to input from the start corresponds to a 10-year supply. In general, the experiments showed a fairly constant supply of plant-available P from the ash, which corresponded to approx. 27% of that in the TSP treatment.

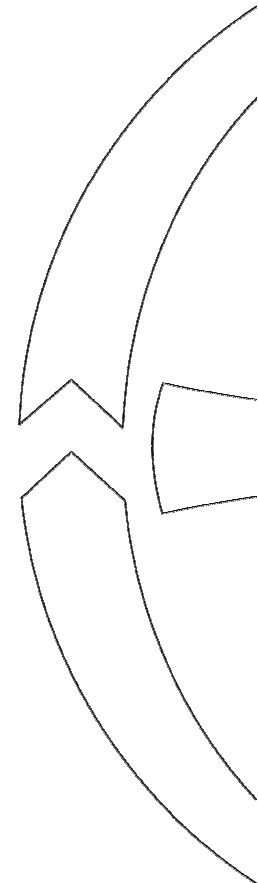
Phosphorus effect of residual sludge products in relation to TSP in the various experiments

	<b>BIOFOS sludge</b>	<b>BIOFOS sludge ash</b>	<b>VandCen- ter Syd sludge</b>	<b>FORS sludge</b>	<b>Biochar</b>
Pot test Day 0	37 %	35 %	79 %	80 %	3 %
Pot test Day 600 7 °C	71 %	38 %	80 %	47 %	0 %
Pot test Day 600 21 °C	73 %	57 %	81 %	85 %	12 %
Field test (frames) 2019 (after 1 <sup>st</sup> growing season)	141 %	26 %	-	-	-
Field test (frames) 2019 (after 5 <sup>th</sup> grow- ing season)	95 %	30 %			
Field test (frames) 2021 (after 1 <sup>st</sup> growing season)*	-	26 %	139 %	85 %	4 %
Field test (frames) 2021 (after 3 <sup>rd</sup> grow- ing season)*	-	34 %	98 %	78 %	16 %

\*Calculated on the assumption that the sludge ash worked in a comparable way in both frame tests.

Concerning the VUDP project's field test in frames, KU again found that when large quantities are added, no difference can be seen in the P effect between different types of sludge and TSP in the first 3 years. Again, a small but constant input from sludge ash was seen, while biochar - as in the pot experiments - had a very limited P effect, which only became measurable in the 3rd year of the experiment.

Regarding the concentration of heavy metals in plants, there was no difference between the treatments with sludge products and the TSP treatment.



### 3 Introduktion

De danske forsyninger forventes fremover med deres slambehandling og -disponering at prioritere parametrene klimapåvirkning, energiudnyttelse og recirkulering af næringsstoffer - først og fremmest den begrænsede ressource fosfor. Desuden bør fremtidig praksis sikre, at slamdisponeringen sker med et minimum - helst helt udelukker - eksponering af nye afledte miljørisici. Bæredygtighed og cirkulær økonomi er således væsentlige parametre for praksis.

Hovedparten af den danske slamproduktion - op mod 70-80% - slutdisponeres som gødning og jordstrukturforbedring i landbruget. Nærværende projekt belyser 3 udvalgte praktiserede teknologier: mineralisering af slam, pyrolyse og forbrænding samt gødningsværdien af deres restprodukter, som er henholdsvis mineraliseret slam, biochar og slamaske.

Et redskab til vurdering af slambehandling er livscykluskortlægninger (LCI), og referencen til de 3 metoder er den i dag udbredte praksis med udspredning af afvandet slam, som dermed også indgår i analysen. Projektet inddrager resultater fra dyrkningsforsøg med restprodukterne over 3 vækstsæsoner.

De seneste godt 10 år har Miljøstyrelsen publiceret en række orienteringer, arbejdsrapporter og miljøprojekter, som vedrører slambehandling [1], [2], [3], [4], [5], [6], [7], [8]; disse indgår som baggrundsmateriale for dette projekt.

En kort introduktion til projektdeltagerne og deres roller i projektet gives nedenfor.

**Københavns Universitet (KU-PLEN)** har på forsøgsgården Højbakkegård ved Taastrup de sidste 21 år - siden 2003 - undersøgt langtidseffekten ved udspredning af slam og organiske restprodukter på forsøgsmarker og i rammeforsøg. Der er fokus på jordkvalitet og mulige utilsigtede biologiske virkninger på jordmiljøet og afgrøder.

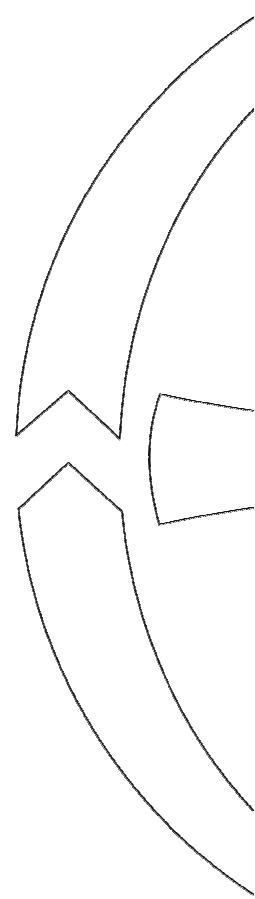
I nærværende projekt anlægges rammeforsøg i 1 m<sup>2</sup> brøndringe med rajgræs, som følges over 3 vækstsæsoner (2021-2023) for tilgængelighed og gødningseffekt af fosfor (P).

Der suppleres med laboratorieforsøg de første år (2021-22), hvor jord tilsat restprodukt inkuberes i klimakamre med normal og forhøjet jordtemperatur, idet forhøjet temperatur - trods en kort tidsramme - bidrager til en vurdering af virkningen på længere sigt. Blandingen af jord/slamrest-produkt bruges i pottforsøg i klimakammer.

Desuden medtager KU resultater fra rammeforsøg anlagt med slam og aske fra BIOFOS i 2019, som understøttende supplement.

KU's forsøg i laboratoriet, klimakammer og rammer i marken bidrager til at give et kvalificeret billede af langtidsvirkningen af produkterne, hvad angår fosfor gødningsværdi og risiko for tungmetalforurening af jord og planter.

**Danmarks Tekniske Universitet (DTU sustain)** har igennem flere år oparbejdet stor erfaring med udarbejdelse af livscykluskortlægninger (LCI'er), som kan ses ved udvikling af modellerne EASEWASTE og EASETECH. DTU's rolle er derfor gennem brug af disse modeller at udarbejde LCI'er for de 3 slambehandlingsteknologier og disponering af restprodukter.



For hvert scenarie er opstillet energi- og stofbalancer, der udgør grundlaget for at beregne potentielle påvirkninger af miljøet, med fokus på klima, ressourcer og påvirkning fra næringsstoffer.

LCI'en belyser effektiviseringspotentialet for de valgte slambehandlingsteknologier, og bidrager dermed til værdiskabelsen hos forsyningsvirksomheder enten enkeltvis eller i samarbejder, hvor stordriftsfordele inddrages – eksempelvis fælles anlæg til slamforbrænding.

**BIOFOS A/S** har traditionelt brændt alt slam i fluidbed ovne. Det sker efter, at slammet er udrådnet, afvandet og tørret. Slamforbrænding indebærer en energiudnyttelse af slammets kulstofressource til produktion af fjernvarme.

Slamasken (flyveaske) er hidtil deponeret i godkendte egne deponier og en del er anvendt af Rockwool i deres produktion.

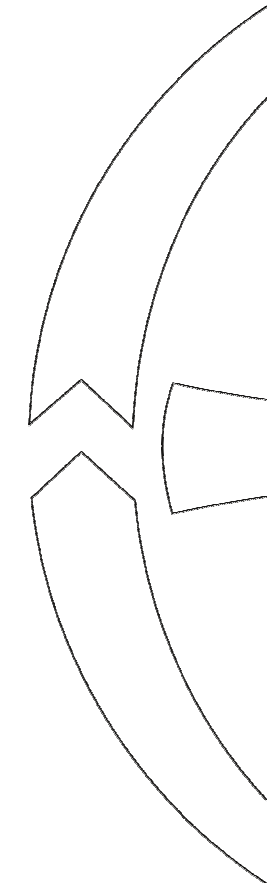
BIOFOS deltager løbende i pilotprojekter, hvor slamasken udskilles i fosfor, fældningskemikalier og silicares til genanvendelse. Disse metoder er dog forholdsvis teknologisk krævende med forbrug af kemikalier og energi. Alternativet er, at slamasken spredes direkte på marken som P-gødning, hvilket ses som en effektivisering af hidtil gældende praksis med deponering af slamasken.

**VandCenter Syd A/S** har opført et pyrolyseanlæg for en mindre delmængde af forsyningsens samlede slamproduktion. Det sker på Søndersø renseanlæg (20.000 PE), Pyrolyseprocessen med restproduktet biochar tilgodeser, at kulstof lagres i landbrugsjorden, og at en række af slammets næringsstoffer – herunder fosfor - holdes i kredsløb samtidig med, pyrolyseprocessen som minimum er energineutral.

Pyrolyse indebærer en energiudnyttelse af slammets kulstofressource enten til varmeproduktion (fjernvarme) eller transformation til brændbare gasser, der anvendes i forbindelse med tørring af slammet før selve pyrolysen.

Pyrolyse er en ny og forholdsvis uprøvet teknologi med få fuldskala referencer, hvorfra der i disse år indhentes resultater.

**Fors A/S** er et af de mange forsyningselskaber i Danmark, hvis spildevandsslam afsættes til landbruget som biogødning. På 6 ud af forsyningsens 19 renseanlæg arbejdes der med en biologisk plantebaseret slambehandling i form af slammineralisering. Fors A/S ser biologiske og naturbaserede løsninger som interessante og relevante, og forsyningen samarbejder med Kalundborg Forsyning om at videreudvikle slammineraliserings-metoden i drivhuse.



## 4 Projektets betydning for vandbranchen

Projektets relevans skal ses i forhold til, at flere lande i Europa (Tyskland, Holland, Sverige, Østrig og Schweiz) har indført eller overvejer at indføre krav om, at slam ikke længere kan udsprede på landbrugsjord. Det kan få betydning for kommende EU-lovgivning.

Mikroplast og stadig nye fund af problematiske stoffer i spildevandsslam er parametre, som forsyninger løbende skal beskæftige sig med. Projektets resultater understøtter, at forsyninger er på forkant med skærpet lovgivning.

Samtidig er der krav til genanvendelse af særlig fosfor, som på lang sigt vil blive en knap ressource. En bæredygtig slamhåndtering tilstræber at bidrage til, at der opnås en robust forretningsmodel, som opretholder forsyningssikkerheden.

De danske spildevandsforsyninger overvejer i dag, hvilke slambehandlingsmetoder der skal vælges med hensyntagen til lavest mulig miljøpåvirkning, klima-belastning (CO<sub>2</sub>-aftryk), optimering af renseanlægs energibalancer og cirkulær økonomi ved slutdisponering af restprodukterne.

Ved at sammenkæde forskning, forsyning og interessenter fra landbruget og biomasse – eksempelvis Genanvendt Biomasse, opnår projektet, at udvikling og test af slamløsninger kvalificeres og tilpasses de forskellige hensyn og interesser – der i sidste ende er afgørende for at opnå en fremtidssikret holdbar løsning,

Der er ikke tidligere udført en kobling mellem flerårige dyrkningsforsøg med slamaske, biochar, mineraliseret slam og udrådet afvandet slam (reference) og et sammenlignende LCI-studie (livscykluskortlægning) for de respektive slambehandlingsmetoder forbrænding, pyrolyse, mineralisering og afvandet udrådet slam (reference).

Projektets nyhedselement er, at LCI'en understøttes af flerårige planteforsøg i felten suppleret med plantetest i klimakamre, som tilsammen giver resultater for langtidsgødningsværdi af fosfor og effekt på miljøet (tungmetaller). Traditionelt udføres dyrkningsforsøg kun over få måneder eller op til én vækstsæson – hvilket betyder, at samfundsnytten undervurderes for restprodukter med langsom frigivelse af fosfor. Plante/jordanalyser og livscykluskortlægning belyser de overordnede miljøforhold, ressource udnyttelse og klima gevinster.

Projektresultaterne bidrager til at udbygge beslutningsgrundlaget for, hvordan danske forsyningers slamhåndtering bedst er med i den grønne omstilling og til at anwise en praksis, som understøtter flere af FN's verdensmål. En overordnet vurdering af investering og driftsøkonomi er medtaget i projektet. Tilsammen bidrager projektet til forsyningssikkerheden.

Slambehandling kan understøtte flere af FN's verdensmål og delmål:

- 7: Bæredygtig energi
- 11: Bæredygtige byer og lokalsamfund,
- 12: Ansvarligt forbrug og produktion
- 13: Klimaindsats

Verdensmål 7 om bæredygtig energi og 13 om klimaindsats tilgodeses ved at transformere

slammets indhold af organiske kulstofforbindelser til grøn energi og/eller lagring af kulstof i jorden.

Byernes bæredygtighed og genbrug af og recirkulation af ressourcer, jf. verdensmål 11, belyses i livscykluskortlægningen. Det leder videre til, at projektet ikke mindst understøtter mål 12 om ansvarligt forbrug og produktion; og delmålene 12.4 og 12.5, som omfatter reduktion af affaldsmængden gennem genanvendelse og recirkulation uden risiko for sundhed og miljø.

En potentiel godkendelse af spildevandsslam og restprodukter til økologiske marker forudsætter viden om langtidseffekter på miljø/klima og kortlægning af, om næringsstoffer mm. i restprodukterne optages, lagres i jorden eller fjernes gennem udvaskning eller fordampning. Disse parametre afdækkes også i en vis udstrækning i projektet.

## 4.1 Marked og/eller anvendelsesmuligheder

De seneste års udvikling indenfor spildevandsbranchen er gået mod sammenlægninger af forsyninger. Det medfører nyetablering eller udbygning af renseanlæg og herunder også valg af slambehandlingsteknologi.

Der forventes indenfor EU en bevægelse imod skærpet EU-lovgivning for udspredding af slam på landbrugsjord. Dette er begrundet i usikkerhed om de miljøfremmede stoffers skadelige langtidsvirkninger for miljøet. I Tyskland og Holland er der forbud for landbrugsløsningen for anlæg over 50.000 p.e., og det kan få afsmittende virkning på andre EU-lande. Også Schweiz har forbud mod at køre spildevandsslam på landbrugsjord.

Dette tilsammen gør, at mange forsyninger de nærmeste år vil skulle genoverveje deres slambehandling og -disponering.

Slamforbrænding med fluidbed teknologi forudsætter anlæg af en vis størrelse for at være økonomisk rentable – eksempler er anlægget på Lundtofte renseanlæg (150.000 p.e.) og BIOFOS anlæg på Avedøre og Lynetten til henholdsvis 350.000 p.e. og 800.000 p.e. (5-15.000 tons slam TS/år). Omkostninger til slamforbrænding er i størrelsesordenen 800-900,- DKK/ton afvandet slam svarende til ca. 3.500,- DKK/ton TS ved ca. 25% TS [17].

Restproduktet slammaske fra forbrænding kan enten udspreddes som den er på landbrugsjord, forudsat at den nødvendige tilladelse er givet (§19); eller slamasken kan behandles i processer, som udvinder den rene fosforfraktion efter udskillelse af forskellige fraktioner med tungmetaller, fældningskemikalier og silikatforbindelser. Teknologier hertil er under udvikling i disse år, og der planlægges opførsel af fuldskalaanlæg hertil, eksempelvis af det svenske firma EasyMining.

Pyrolyseanlæg har kapacitet for standard enheder på 750 - 1.500 tons slam TS/år, og egner sig derved til mindre og middelstore renseanlæg (< 100.000 p.e.). Omkostninger til pyrolyse er i størrelsesordenen 550-700,- DKK/ton afvandet slam [2] – det svarer til 2.200-3.500,- DKK/ton TS ved 20-25% TS. De økonomiske betragtninger er behæftet med meget betydelig usikkerhed, indtil der foreligger erfaringer over længere tid fra de danske anlæg.

Danish Centre for food and Agriculture (DCA) diskuterer i undersøgelse med biochar fra

pyrolyseanlæg til landbrugsjord [9] en række forhold om dets gødningsvirkning, her et uddrag fra afsnit 9.7 Sammenfatning m.m.:

“Biokul har egenskaber, der potentielt kan forbedre dyrkningsegenskaberne af landbrugsjord, fx ved forbedret vandholdende evne, bedre aggregatstabilitet og øget tilgængelighed af næringsstoffer. Det er dog vanskeligt at generalisere betydningen af disse effekter, forbi biokuls egenskaber afhænger af både biomassen (feedstock) og pyrolyseforhold. Endvidere er effekten af disse faktorer afhængige af jordtypen, klimaforhold og jordens næringsstofstatus. I flere internationale undersøgelser er der gennemsnitligt fundet en signifikant positiv effekt af biokul på jordens dyrkningsegenskaber og på udbytter, men på tempererede jorde har man oftest ikke kunnet påvise positive effekter på afgrødeudbytter.”

Slammineraliseringsanlæg egner sig til både helt små og større renseanlæg (< 150.000 p.e.), og samlede årlige omkostninger til afskrivning af investeringen og drift anslås at være i samme størrelsesorden som udbringning af slam på landbrugsjord. Under slammineralisering omsættes en del af tørstoffet, så der er mindre mineraliseret slam at køre ud.

Til sammenligning oplyser Miljøstyrelsen i miljøprojekt nr. 2230 [2], at prisen for udbringning af slam på landbrugsjord ligger på 350-400,- DKK/ton afvandet slam eller 1.400-2.000,- DKK/ton TS ved 20-25% TS. Prisen kan være noget højere, hvis transportafstanden mellem renseanlæg og landmænd er stor.

Priserne for slambehandling viser, at direkte udkørsel af afvandet slam er billigste løsning. Lokale forhold kan gøre, at slammineralisering er endnu billigere, hvis der spares investeringer og driftsomkostninger til slamafvanding og rejektivandsbehandling på renseanlægget - grundet rejektivets renhed -, samt mindre mængde restprodukt efter mineraliseringen med gennemsnitlig lagring i 10 år (33-42% rest tørstof).

#### **4.1.1 Afsætning af slamrestprodukter til jordbruget**

Der har været drøftelser med fokusgruppe om afsætning af fosfor fra slam eller slambaserede produkter.

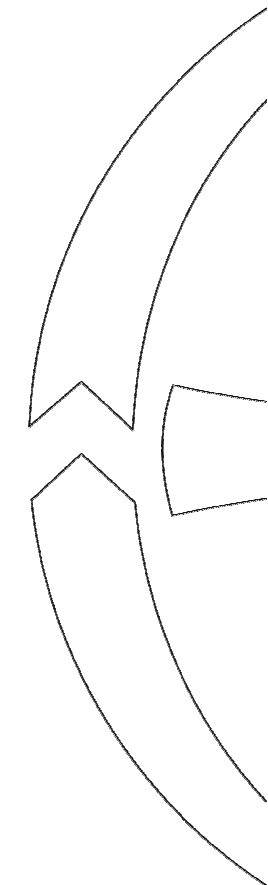
På et møde med landbrugskonsulenter, HedeDanmark og Jakob Magid (KU) blev der set på hvilke muligheder, der kan være for at afsætte slam eller slambaserede produkter som fosfor gødning. Udbringningen af disse produkter er underlagt samme regler som andre P gødninger, så der ikke udbringes mere end 30 kg P per ha årligt. Det betyder samtidigt at landbrugsbedriften mister muligheden for udbringning af andre P-holdige gødninger på marken, hvis 'kvoten' for P udbringning bruges på slamproduktet.

Aftagerne vil være planteavlere – og primært i Østdanmark, dvs. dele af Østjylland og større dele af Sjælland + Lolland / Falster. I andre dele af Danmark er der en betydelig husdyrtæthed, hvorfor der grundet P – loftet på 30 kg P per ha årligt ikke er plads til mere P.

Fokusgruppens overvejelser sammenfattes lidt forenklet:

For landmænd der har lave eller moderate fosfor tal vil det være 'no go' at udbringe P med lav virkning da det vil forringe dyrkningssikkerheden.

For landmænd der har gode P tal ville en gødning med 30-40% virkning af TSP i en del tilfælde være OK at bruge ved gødskning af vintersæd – men skal suppleres med handelsgødning, hvis den skal ud til vårsæd.



Et produkt med 60% - 80% er OK – især hvis man giver 2-3 års P i en omgang

Sammenfattende kan det på baggrund af arbejdet med forsøgene og med landbrugs aktører konkluderes, at virkningsgraden er vigtig som dokumentation, hvis produktet skal kunne afsættes og substituere import af P i DK. Hvad angår asken, er der behov for en del yderligere dokumentation for, om det kan opretholde fosfor tilgængelighed til kornafgrøder på lang sigt. Hvad angår biochar, er det klart, at det er ganske vigtigt at sikre, at tilgængeligheden af P kommer op på et højere niveau, end det der blev fundet i VUDP-projektet.

#### 4.1.2 Lovgivning for landbrugsanvendelse af slamrestprodukter

De lovgivningsmæssige rammer for slutdisponering af restprodukter fra spildevandsrensning gives både af Miljøstyrelsen og af EU, og overholdelse af disse krav og bestemmelser er forudsætningen for valg af praksis.

I midten af 1980'erne blev der på europæisk plan diskuteret et fælles grundlag for håndtering af spildevandsslam fra rensningsanlæg. Den 18. juni 1986 trådte **Direktiv 86/278/EØF** (i daglig tale Slam-direktivet) i kraft, som vedrører beskyttelse af miljøet, navnlig jorden, i forbindelse med anvendelse af slam fra rensningsanlæg i landbruget. Samtlige EU-lande skulle seneste d. 18. juni 1989 have direktivet implementeret i national lovgivning.

Slam-direktivet havde til formål at regulere og sikre kontrolleret anvendelse af spildevandsslam til jordbrugsformål uden skadelige virkninger på jord, planter, dyr og mennesker. Slam kan have en landbrugsmæssig værdi, og det er derfor berettiget at tilskynde til anvendelse af slam i landbruget, forudsat at det anvendes korrekt.

I Danmark har man efterfølgende betragtet spildevandsslam som affald og derfor håndteret det efter retningslinjerne i den til en hver tid gældende Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål ("Affald til Jord bekendtgørelse") – seneste version er **Bek. nr. 1001 af 27/06-2018**.

Som udgangspunkt betragter Miljøstyrelsen mineralisering og pyrolyse som en forbehandlingsteknologi; og med spildevandsslam som inputmateriale (nævnt i bilag 1 i BEK.), håndteres både mineraliseret slam og biochar under Affald til Jord bekendtgørelsen.

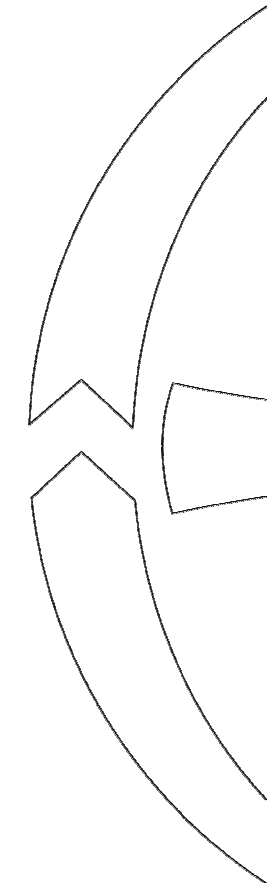
Derimod betragter Miljøstyrelsen forbrænding af spildevandsslam som værende en nyttiggørelsesteknologi med energiproduktion til følge.

Idet slamaske ikke kan henføres til bilag 1 i Affald til Jord BEK. kræves der en tilladelse efter §19 i lov om miljøbeskyttelse, før slamaske kan anvendes til jordbrugsformål, jf. §6 Affald til Jord BEK. Det er kommunalbestyrelsen, som fastsætter vilkår, om bekendtgørelsens regler i kapitel 5-10 er gældende. Reglerne kan skærpes og suppleres af yderligere vilkår.

Slamaske kan som hovedregel efterleve bekendtgørelsens krav til indhold af miljøfremmede stoffer og tungmetaller. Miljøfremmede stoffer er reduceret i slamaske ift. spildevandsslam, mens visse tungmetaller opkoncentreres (mg/kg tørstof).

Derudover kan slamaske betragtes som værende hygiejniseret og har stadig en gødnings-effekt (tilgængeligt fosfor) ligesom spildevandsslam.

I takt med en stigende fokus på at recirkulere og nyttiggøre vores ressourcer, er der fra visse sider i EU et stigende ønske om at restprodukter – som historisk har været at betragte som affald – i fremtiden kan blive sidestillet med standardiserede gødningsprodukter, hvis de bliver underlagt en forbehandling. **Forordning 2019/1009 af 5/6 2019** (i daglig tale



Gødningsforordningen) om "fastsættelse af regler om tilgængeliggørelse på markedet af EU-gødningsprodukter" er opdateret med ikrafttrædelse d. 16. juli 2022.

En relevant ændring i denne sammenhæng er, at der blandt andet blev tilføjet nye Komponentmaterialekatagorier (CMC) bla. CMC 13: "Termiske oxidationsmaterialer og derivater" og CMC 14: "Pyrolyse- og forgasningsmaterialer". Spørgsmålet er om en behandling af spildevandsslam medfører, at det afledte produkt vil kunne afsættes som en standardiseret EU-gødning?

I forordningen fremgår det, at gødningsprodukter under CMC 13 baseret på spildevandsslam kan blive afsat som EU-standardiseret gødning, hvis en række krav opfyldes. Det fremgår desuden, at gødningsprodukter under CMC 14 (bl.a. biochar baseret på pyrolyseret spildevandsslam) p.t. ikke kan blive afsat som EU-standardiseret gødning med den nuværende fortolkning.

For at gødninger kan CE-mærkes og markedsføres som EU-gødninger i henhold til EU-gødningsforordning (2019/1009), skal de overholde en overensstemmelsesvurderingsprocedure. For mange af gødningsprodukterne kræver dette, at et overensstemmelsesvurderingsorgan har testet eller afprøvet produkterne eller har ført kvalitetskontrol med produktionen af produkterne. Der findes pt. ingen danske overensstemmelsesvurderingsorganer, hvorfor denne administrative opgave skal udføres af udenlandske overensstemmelsesvurderingsorganer.

Så status er, at spildevandsslam og afledte produkter i de fleste tilfælde stadig betragtes som affald, og skal håndteres efter de nationale regler, der gælder herfor. Der arbejdes på europæisk plan for at få øget mulighederne for at få godkendt afledte produkter som inputmaterialer i standardiserede EU-gødninger.

Spildevandsslam tillades ikke i dag til økologisk drevne jordbrug (EU-forordning nr. 2018/848 af 30/5 2018). Det er et emne, som drøftes indenfor branchen, og ligeledes i Danmark om det skal tillades at udsprede spildevandsslam til øko-brug.

## 4.2 Næste skridt

Projektet har udviklet partnerskaber, hvor værdikæden fra spildevand til fødevarer er repræsenteret og har gennemgået et samskabende forløb om at dokumentere de langsigtede effekter ved forskellig slamhåndtering. De tre forsyninger Fors, VandCenter Syd og BIOFOS står alle foran at skulle tage stilling til, hvilken slambehandlingsteknologi – evt. kombination af flere – der på sigt skal sættes på.

Udover økonomien, skal forsyninger tage stilling til en prioritering mellem energiudnyttelsen af slammets kulstofindhold og/eller recirkulation af næringsstoffer (N og P m.fl.) og kulstoflagring; og løsningens betydning for miljø og klimabelastning. Alle ønskede parametre kan ikke opnås samtidig, og den optimale løsning vil altid være lokal bestemt.

Udkørsel af afvandet slam på landbrugsjord recirkulerer slammets næringsindhold og kulstofindhold – dog tabes der ved denne praksis en del af kvælstoffet og kulstoffet under omsætningen af slammet i markjorden. Herunder tab af drivhusgasserne metan og lattergas. Tidligere LCI-rapport [6] vurderer, at 22% af kulstoffet i aerobt stabiliseret og udrådningsnet slam samt 28% i mineraliseret slam tilbageholdes i jorden de første 100 år. Den del af slammets indhold af kvælstoffet og fosfor, som optages af planterne, vil substituere handelsgødning og derved undgå CO<sub>2</sub>-udledning under produktion af handelsgødning – og som



sådan indirekte medvirke til forbedret CO<sub>2</sub>-regnskab. I grove træk vurderes det, at klima-effekten af kulstoflagring i jorden og mindre brug af handelsgødning modsvarer udledning af klimagasserne lattergas og metan [6].

I den modsatte ende af skalaen findes forbrænding af slammet, hvor al kvælstof tabes og kulstof omdannes til kuldioxid – omvendt udnyttes den energi, som er bundet i kulstofforbindelserne (biogent), og karakteriseres derfor som grøn energi. Ligeledes kan fosforen og mineraler i slammaske recirkuleres direkte eller genindvindes efter supplerende teknologi igennem kemiske processer. Det sidste er dog udenfor scope for dette projekt, og livscykluskortlægningen medtager ikke dette.

BIOFOS's 2 forbrændingsanlæg er udtjente om 10-15 år, hvorfor BIOFOS har igangsat en langsigtet planlægning – strategi - for deres slambehandling for 26.000 ton TS/år udrådnings slam (prognose for 2035) fra de 3 renseanlæg Lynetten, Damhusåen og Avedøre. Planlægningen skal klarlægge, om den nuværende monoforbrænding af slam med driftsomkostning på 350-400,- DKK/ton afvandet slam skal fortsætte i et nyt anlæg med investeringer på flere hundrede millioner, så samlet drifts- og kapitalomkostning bliver 700-900,- DKK/tons afvandet slam. Eller om der er andre teknologier, som kunne være mere hensigtsmæssige. Demonstration af slambehandling Hydrotermisk Liquefaction (HTL) på Fredericia renseanlæg følges med interesse, da konceptet, der fremstiller bioolie ud af slammet, har store perspektiver – eksempelvis vil driften af rådnetanke bortfalde.

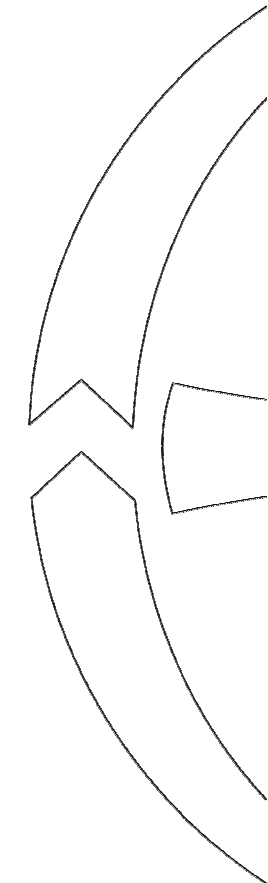
Igennem en årrække har VandCenter Syd komposteret slammet fra renseanlæggene i Odense kommune sammen med have/parkaffald, før det udkøres på landbrugsjord. Slammet fra de 5 renseanlæg i Nordfyns kommune disponeres direkte til landbrug og udgør ca. 4.000 ton/år afvandet slam (20% TS). Pyrolyse løsningen på Sønder sø renseanlæg vil på sigt behandle alt slam fra Nordfyn. Det pyrolyserede slam udgør 20% af den samlede slamproduktion hos VandCenter Syd. Komposteringsløsningen indebærer driftsomkostninger på ca. 500,- DKK/ton afvandet slam, det forventes, at pyrolyse på sigt vil være økonomisk attraktivt i forhold til kompostering.

Aktuelt er den teoretiske slammængde til mineraliseringsbede i Fors A/S på 2.600 ton/år afvandet slam (20% TS) - beregnet ud fra belastning i PE. Der er slambede på seks ud af forsyningens i alt 19 renseanlæg. På de seks renseanlæg med slambede belastes bassinerne typisk over en tiårig periode, hvorefter de tømmeres, og den behandlede slamrest genanvendes på landbrugsjord. Den totale slammængde i Fors A/S ved 20% tørstof udgør 17.000 ton/år afvandet slam (vådvægt), så det er en begrænset del af Fors A/S nuværende slam, der mineraliseres i dag.

Mineraliseret slam er efterspurgt af landbruget pga. dets struktur, der gør den nem at udsprede uden lugtgener, som ellers kan være en stor barriere for landbruget ved udspredding af biogødning. Problemstillinger ved denne praksis er, at tungmetaller og PFAS ikke nedbrydes biologisk, hvorfor der kan ske en opkoncentrering, som overskrider tilladte grænseværdier opgjort som mg/kg tørstof.

I og med, at slam doseres efter kg fosfor pr. ha – synes det hensigtsmæssigt, at alle tungmetaller og miljøfremmede stoffer også har grænseværdier i forhold til fosforkoncentrationen, som det allerede er tilfældet for de 4 tungmetaller Cd, Hg, Pb og Ni.

Tungmetallerne krom, kobber og zink samt PFAS og miljøfremmede stoffer relateres til tørstofindholdet (og ikke fosforindhold), hvilket kan være problematisk. Med nuværende regler kan det medføre, at mineraliseret slam skal finde en anden slutdisponering end



landbrug. Det er dog påvist, at de miljøfremmede stoffer NPE, DEHP, LAS og PAH omsættes med henholdsvis ca. 93, 60, 98 og 60% [8].

Denne problemstilling medtages i Fors A/S's kommende arbejde med ny slamstrategi, som i et bredt perspektiv ser på slambehandling og -disponering.

Slammineralisering konceptet ønskes løbende udviklet. Forsyningen vil fortsætte samarbejdet med Kalundborg Forsyning i et storskalaforsøg med slammineralisering i drivhus. Erfaringer rundt om i verden viser, at stofomsætningen fremskyndes og kan optimeres ved at flytte processen ind i et drivhus med et varmere klima, hvor der skabes en positiv effekt på nedbrydning af problematiske stoffer og afvanding af slam.

I de kommende år arbejdes der på at markedsmodne restproduktet biochar efter pyrolysen. Danish Centre for food and Agriculture (DCA) skriver i deres rapport [9], hvordan der på EU-niveau arbejdes med et "European Biochar Certificate" (EBC), som omfatter en række guidelines, der netop har til formål at tilskynde til og sikre kontrol med produktionen og kvaliteten af biochar.



Figur 1: Projektets resultater har afledte effekter til fremadrettede aktiviteter og projekter for alle projektdeltagere.

Projektet og dets resultater har inspireret og bidraget til efterfølgende opgaver og projekter for de deltagende projektdeltagere - dette er anskueliggjort i figur 1.

De næste år fortsætter arbejdet med regelsættet for brugen af restprodukter fra slambehandling – med implementering af de politiske beslutninger. Der sker i Danmark løbende revisioner af Affald til Jord bekendtgørelsen (BEK nr. 1001 af 27/06/18), og der forventes en ny version i år.

I EU regi arbejdes der på, at EU's Gødningsforordning (nr. 2019/1009 af 5/6 2019) også omfatter biochar og slamaske, som dermed frit vil kunne handles i EU's indre marked.

Der er krav om CE-mærkning for en fri markedsføring af restprodukterne i EU. I det tilfælde, at der ikke foreligger en CE-mærkning, kan nationale myndigheder godkende brugen af restprodukter fra eksempelvis slambehandling.

### 4.3 Formidlingsplan

Formidling af resultaterne rettes især mod de danske forsyninger og spildevandsbranchen. I løbet af de 3 år, som projektet er udført, er resultater løbende blevet formidlet i forskellige fora:

2021, 9. februar: Følgegruppemøde nr. 1 afholdt som Teams møde. Præsentation af følgegruppen og projektet, gennemgang af pyrolyse, mineralisering, slamforbrænding, planlægning af dyrkningsforsøg og livscykluskortlægning v. projektdeltagerne.

2021, 24. marts: Følgegruppemøde nr. 2 afholdt som Teams møde. Præsentation af 1) Jura v. Glottrup C.S., Miljøstyrelsen, 2) Ressourcer-gødningsvirkning v. Magid J. og Müller-Stöver, D.S., KU-PLEN, 3) Miljøpåvirkning v. Damgaard A., DTU-sustain.

2021, 14. april: VandCenter Syd temadag om fosfor. Præsentation af projektet v. Nielsen L.K., BIOFOS.

2022, 23. marts: Anvendelse af slam i landbruget og miljøproblemstillinger i dag – og lidt om biochar. IDA-møde om slambehandling, Projekt præsenteret v. Magid J., KU-PLEN.

2022, 13. juni: Følgegruppemøde nr. 3 afholdt på KU's forsøgsgård Højbakkegård – præsentation og besigtigelse af rammeforsøg v. Müller-Stöver D.S., KU-PLEN. Efterfølgende workshop omkring emnerne: recirkulation af restprodukter fra forsyningernes slambehandling, virkning på planter (gødningseffekt), jordstruktur og jordbiologi (biodiversitet), parametre for økonomi, image og lovgivning.

2023, februar: Slambehandling, muligheder og udfordringer. Vand & Jord, nr. 1, 2023, Nielsen L.K. & Thornberg D., BIOFOS.

2023: Climate change impacts of conventional sewage sludge treatment and disposal. Water Research no. 240, Chang H., Zhao Y., Bisinella V., Damgaard A., Christensen T.H..

2023, 24. august: Genanvend Biomasse temamøde: Fosforrecirkulering. Besigtigelse af rammeforsøg og resultater fra planteforsøg v. Müller-Stöver D.S., KU-PLEN.

2023, 25. oktober: Følgegruppemøde nr. 4 afholdt hos VandCenter Syd – 1) resultater fra planteforsøg v. Müller Stöver D.S., KU-PLEN, 2) Arbejdet med Livscykluskortlægningen v. Damgaard A., DTU sustain, 3) Formidling af afvandet spildevandsslam fra renselanlæg til landbrugsjord v. Olesen E.E, HedeDanmark, samt 4) besigtigelse af pyrolyseanlæg, Sønderø renselanlæg v. Nielsen, P.H., VCS.

2023, 22.-23. november: DANVA konference, Aarhus. Slambehandling og restprodukter testet i planteforsøg. Magid J., KU-PLEN.

2024: Chang H. et al: Climate change impacts of incineration, pyrolysis and gasification for treatment of sewage sludge, Resources Conservation and Recycling – Manuscript under review.

Efter afslutningen af projektet planlægges formidling fortsat som følger.

Der indsendes abstracts til DANVA konferencen, som afholdes november 2024. Indlæg vil være en gennemgang af livscykluskortlægningen v. Anders Damgaard, DTU, og præsentation af restprodukternes gødningsværdi opnået under dyrkningsforsøgene v. Dorette Sophie Müller-Stöver, KU.

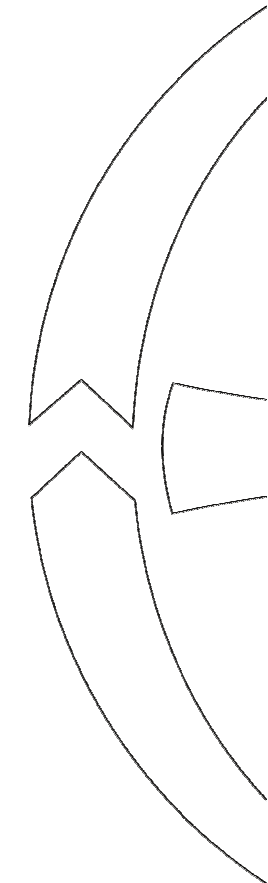
KU v. Dorette Sophie Müller-Stöver og Jakob Magid planlægger at formidle resultater i et internationalt tidsskrift. Fors v. Lærke Ærenlund vil formidle resultater i fosfor netværket i brancheforeningen Genanvend Biomasse.

KU-PLEN er ved at starte et projekt med Svenske Vandselskaber, hvor der ses på biochar produceret ved pyrolyse af slam.

Der overvejes artikelindlæg i danske tekniske fagblade som Dansk Vand og Spildevandsteknisk tidsskrift og foredrag/indlæg i spildevandstekniske sammenhæng eksempelvis døgnekursus i Spildevandsteknisk Forening og PING-møder (ProcesINGeniører i Norden).

Nærværende slutrapport publiceres via DANVAs hjemmeside, og der kan henvises til den via LinkedIn og de deltagende firmaers og institutioners hjemmesider.

Ud over disse formidlingsaktiviteter har projektet og dets resultater været brugt/inspireret til opgaver og projekter, se figur 1 i afsnit 4.2.



## 5 Projektet

### 5.1 Formål

Danske forsyninger har en interesse i at være på forkant med fremtidige krav fra EU om udspreddning af slam på landbrugsjord, når der foretages valg af slambehandlingsteknikker og slutdisponering af restprodukter.

Projektets formål er at nå frem til et for danske forsyninger nyttigt værktøj i deres valg af slambehandling og disponering af restprodukter. Værktøjet er en livscykluskortlægning (LCI), udarbejdet af DTU, som medtager gødningseffekt af restprodukterne biochar, mineraliseret slam, slamaske og afvandet slam (reference). Dyrkningsforsøg udført af KU-PLEN, løber over 3 vækstsæsoner for at belyse langtidseffekter.

Med den flerårige forsøgsrække opnås dokumentation for indhold af nyttige såvel som problematiske stoffer i slammet – eksempelvis tungmetallers vandring fra restprodukt til plante. Dette har særlig relevans for det økologiske jordbrug, hvor fosfor er en knap ressource, og et samarbejde med forsyningerne vil fremme recirkulationen af næringsstoffer mellem byer og land.

Projektet vil bidrage med viden, som højner kvaliteten i vurderingen af en sikker brug af slambehandlingens restprodukter som gødning – herunder også drøftelserne om brug i økologisk landbrug, hvor spildevandsslam p.t. ikke er godkendt som gødning.

### 5.2 Output

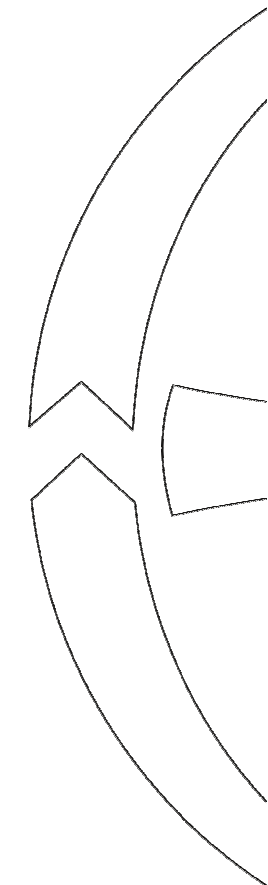
Livscykluskortlægningen (LCI'en) kvantificerer klima- og miljøeffekter og forbrug/genindvinding af ressourcer – inklusive gødningseffekt af restprodukterne fra slamteknologier som pyrolyse, mineralisering og forbrænding sammenlignet med referencen med udspreddning af udrådnet og afvandet slam. Resultater for P-gødningsværdien indhentet gennem dyrkningsforsøg medtages i LCI'en.

### 5.3 Projektresultater, Planteforsøg

#### 5.3.1 Metoder

Københavns Universitet, Plant and Environment Science (PLEN)

I nærværende projekt anlagde KU rammeforsøg i 1 m<sup>2</sup> brøndringe med rajgræs, som blev fulgt over 3 vækstsæsoner (2021-2023) for tilgængelighed og gødningseffekt af fosfor. Fosfor er tilført ad én gang i høj dosis i alle behandlingerne – svarende til tilførsel over 10 år (300 kg P ha<sup>-1</sup>). Frigivelsen af fosfor målttes igennem årene for derved at kunne belyse de mere langsomt virkende restprodukter med stor sikkerhed. Der blev ikke etableret en ubehandlede kontrol, fordi hensigten var at bruge kontrolbehandlingen fra rammeforsøget, der blev etableret i 2019. Det blev dog tydeligt, at biomasseproduktion af rajgræs faldt over tid, hvilket gjorde det umuligt at bruge kontrolbehandlingen der blev etableret 2 år tidligere end de andre behandlinger. P bidraget fra jorden blev derfor estimeret ud fra



nogle antagelser (se nedenfor).

Laboratorieforsøg blev udført de første år (2021-22) med jord iblandet restprodukter, som blev inkuberet ved normal og forhøjet jordtemperatur, idet forhøjet temperatur – trods en kort tidsramme – bidrager til en vurdering af virkningen på længere sigt. Undervejs er der udtaget prøver, og fosfor og tungmetal tilgængeligheden blev undersøgt med ekstraktionsmetoder for tilgængeligt P. Der er udført potteforsøg med dyrkning af rajgræs på 3 tidspunkter, 1) jord iblandet restprodukterne, som ikke blev inkuberet, 2 og 3) jord iblandet restprodukterne fra termoskabe efter en inkubation over 3 og 20 måneder.

#### Danmarks Tekniske Universitet (DTU)

DTU Sustain har til udarbejdelsen af livscykluskortlægningen brugt deres egen velprøvede model EASETECH [10]. EASETECH har fokus på modellering af miljøteknologier og har været brugt til en række lignende projekter i Danmark og udlandet, hvorfor den var meget hensigtsmæssig at benytte som grundlag i dette projekt.

DTU's livscykluskortlægning følger ISO 14040-14044. Modelleringen er udført som en screenings LCI, hvor der er brugt både primære data fra de forsøg, der indgår i projektet, såvel som sekundære data for materialer og energi for de i projektet tre teknologi-scenarier og et reference-scenarie med udbringning af afvandet slam. For hvert scenarie er opstillet energi- og stofbalancer som grundlag for at beregne potentielle påvirkninger af miljøet med fokus på klima, ressourcer og påvirkning fra næringsstoffer. Detaljerede data brugt i LCI'en er tilgængelig i Appendiks A "LCI for Bæredygtighed for tre slambehandlings-teknologier og brugen af restprodukter som gødskning", se referencelisten.

#### Forsyningerne Fors A/S, VandCenter Syd A/S og BIOFOS A/S

De 3 forsyninger har indleveret prøver af restprodukterne til planteforsøgene. Det drejer sig om slammaske fra Renseanlæg Avedøre, mineraliseret slam fra Fors, Tysinge renseanlæg og biochar fra pyrolyse fra pilotanlæg på Ejby Mølle renseanlæg - før idriftsætning af pyrolyseanlægget, Søndersø renseanlæg.

### **5.3.2 Inkubation af jord koblet med Potteforsøg i klimakamre**

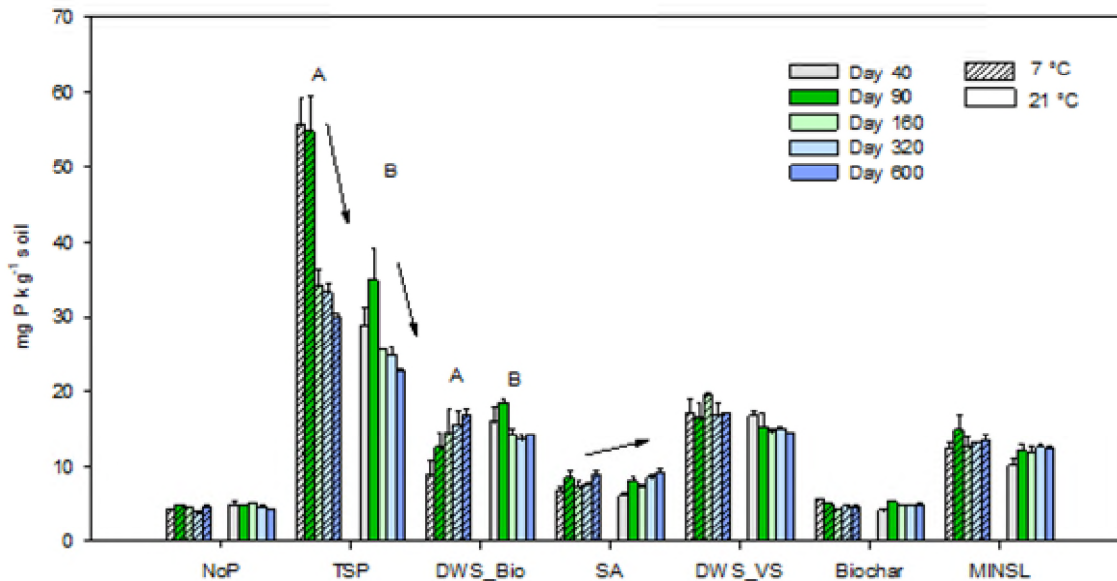
Forsøg med langtidsinkubation af jord iblandet restprodukter til belysning af fosfordynamik fra restprodukter er – os bekendt – aldrig lavet tidligere, og repræsenterer både en forsøgsmæssig innovation men også en udfordring. I løbet af de næsten 3 år der er gået med planlægning, klargøring, opsætning og gennemførelse har der været skiftende yngre medarbejdere, grundet bl.a. barsel. Der har været udfordringer med nogle af de anvendte metoder, bl.a. grundet små forskelle i hvordan de enkelte postdocs har gennemført procedurer, hvorfor vi har måttet kassere nogle data. I det følgende præsenterer vi de kvalitetssikrede solide resultater, som er egnede til publicering. Under den statistiske bearbejdning af resultaterne har KU-PLEN samarbejdet med Frederik Hindborg Jensen og Helle Sørensen, Institut for Matematiske Fag.

I det følgende præsenteres data fra inkubationsforsøget, udført ved 7 og 21 °C, samt potteforsøg med rajgræs dyrket i jord fra forskellige tidspunkter i inkubationsforsøget.

#### **5.3.2.1 Inkubationsforsøget**

Vandopløseligt P, hvor jorden ekstraheres i deioniseret vand i forholdet 60 dele vand til 1 del jord, giver et indtryk af mængden af let tilgængeligt P, og ændringer af dette over tid. Mængden af plantetilgængeligt P kan i nogen grad forudsiges af vandopløseligt P, men

planter kan også i nogen grad udnytte mindre letopløselige P former. Der blev inkuberet jord ved hhv. 7 og 21 °C. Ved 7 °C som er tæt på den årlige gennemsnitlige jordtemperatur i DK, antages det, at biologiske og kemiske processer løber med en hastighed, som svarer til det, vi vil finde på vore breddegrader. Ved 21 °C vil biologiske og kemiske processer løbe med højere hastighed, og kan derfor antages at repræsentere væsentligt længere tidsperiode end 600 dage ved normal temperatur.



Figur 2. Vandopløseligt P ekstraheret fra jordinkubationsforsøg over 600 dage ved hhv. 7 og 21 °C. Behandlinger: NoP – ingen P tilført til jorden, TSP – Tredobbelt Superfosfat, DWS\_Bio – Afvandet BIOFOS slam, SA – Aske fra BIOFOS, DWS\_VS – Afvandet slam fra VandCenter Syd, Biochar fra VandCenter Syd, MINSL – Mineraliseret slam fra FORS. P blev tilført med 60 mg P/kg jord undtagen i NoP behandlingen.

### Modellering af vandopløseligt P fra inkubationsforsøg – på tværs af temperaturer

På nær Biochar fra VandCenter Syd viser samtlige forsøgsbehandlinger et forhøjet niveau af vandopløseligt P, i forhold til den ugødede jord (NoP) (Figur 2). Der blev fundet et signifikant fald i vandopløseligt P fra TSP (Tredobbelt Superfosfat) over tid, hvilket er i overensstemmelse med forventningen om at handelsgødning P bliver mindre tilgængeligt med tiden, grundet reaktionen med jord. Desuden ses der en signifikant stigning med tiden i den relativt lave mængde vandopløseligt P fra BIOFOS asken.

### Temperatur effekten

Hvad angår temperatureffekter, viste den statistiske analyse at effekten af Tredobbelt Superfosfat faldt hurtigere over tid ved den høje temperatur, hvilket er i overensstemmelse med at reaktionshastigheder øges med temperaturen, og fosfat ioner derfor hurtigere vil blive uopløselige.

Til gengæld var P i BIOFOS slam mindre tilgængeligt ved 7 grader end ved 21 grader, især i de første måneder af inkubationen.

### Tolkning af inkubationsforsøgsresultater

Tolkningen af ovenstående resultater skal ses i lyset af, at fosfat ioner reagerer med jorden, og langsomt bliver mindre opløselige, hvilket bekræftes af TSP behandlingen hvor det

vandopløselige P faldt med tiden. Når de fleste behandlinger kan opretholde en effekt som er uændret over tid, og i tilfældet af BIOFOS aske kan forøge det vandopløselige fosfat med tiden, er der derfor tale om en 'slow release' virkning af produkterne, hvor jordens evne til at gøre P uopløseligt holdes i skak af produktet. Når der ikke var en målbar effekt af øget temperatur på disse behandlinger (bortset fra en lille forskel på BIOFOS slam i de første måneder, hvilket kunne skyldes hurtigere mineralisering af organisk P ved højere temperaturer), kan det tyde på en meget langvarig flerårig fosforvirkning.

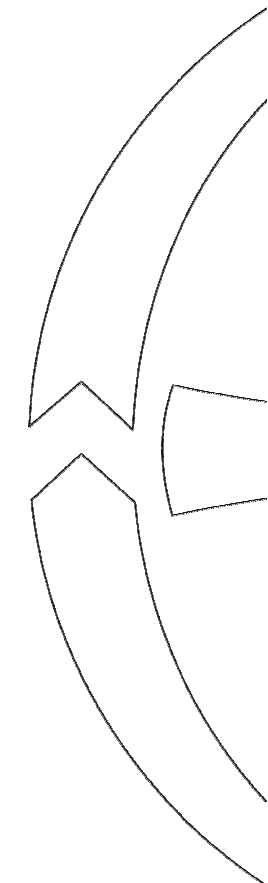
Biochar fra VandCenter Syd var afvigende ved, at den ikke havde målbar effekt på vandopløselig P i forhold til den ugødede jord. Som det vil blive drøftet nedenfor, er der grund til at tro, at biochar produktet repræsenterer en 'worst case' grundet højt jern indhold, hvorfor resultatet ikke kan generaliseres.

### 5.3.2.2 Pottforsøg

Jord fra inkubationsforsøgene blev udtaget efter 90 eller 600 dage. "Dag 0" behandlingen blev lavet som 'friske' blandinger af jord og slamprodukter umiddelbart op til pottforsøget. Derved var tre inkubationstidspunkter repræsenteret i pottforsøg. Dag 0 og 90 blev dyrket samtidigt i samme klimakammer, mens dag 600 blev dyrket i et andet ledigt klimakammer ved inkubationsforsøgets afslutning, hvor det blev tilstræbt, men ikke kan garanteres, at der var præcist de samme forhold for dyrkning. I det følgende tages der derfor udgangspunkt i at dag 0 og dag 90 er direkte sammenlignelige, med et forbehold for sammenligneligheden af dag 600. Derfor vises resultater fra dag 600 adskilt fra dag 0 og dag 90.

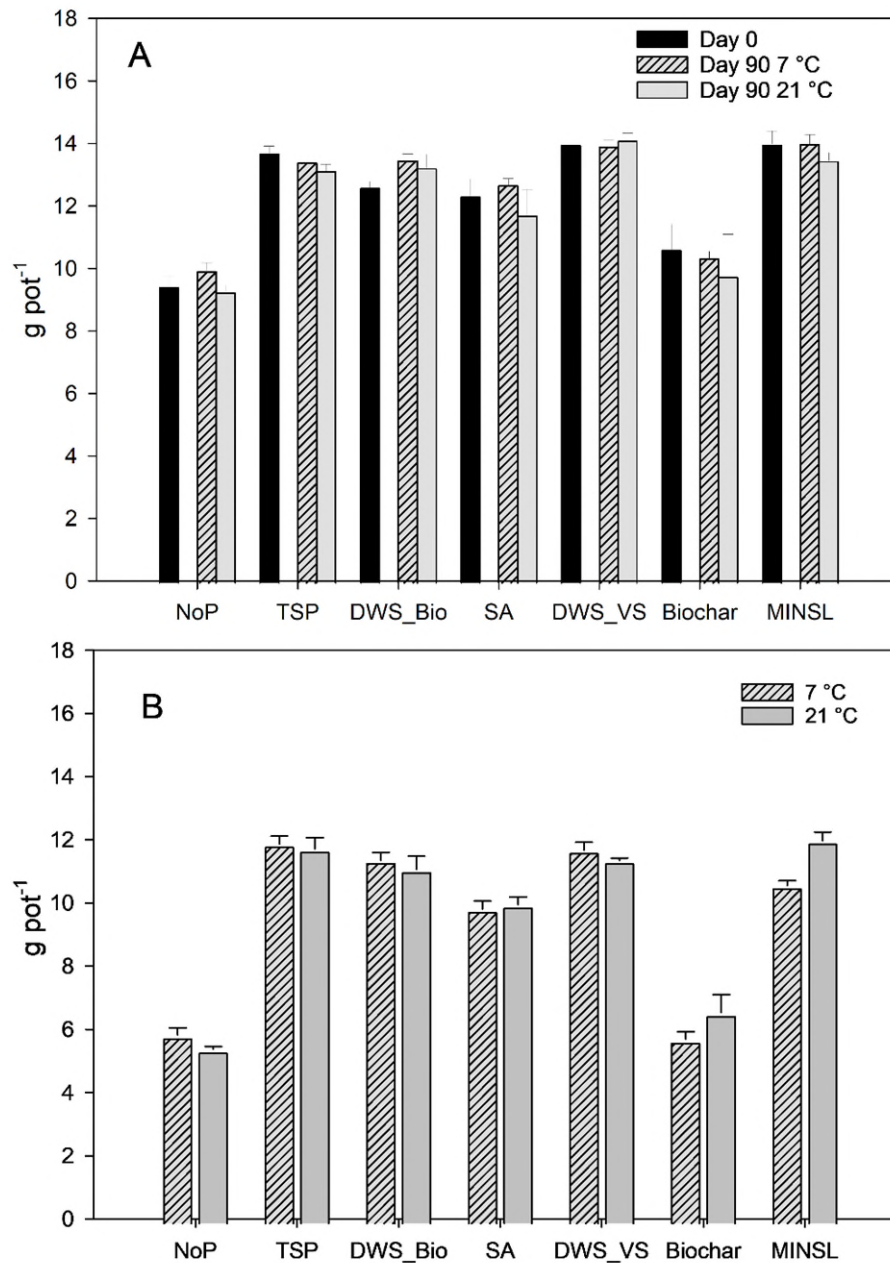
Alle behandlingerne – på nær kontroljorden (NoP) har fået tilført samme mængde fosfor med slamprodukterne. Desuden er der tilført øvrige næringsstoffer i rigelige mængder.

På dag 0, 90 og 600, ses det at slamprodukterne, på nær biochar, giver højere tørstofproduktion i rajgræs end kontroljorden der ikke har fået tilført fosfor (Figur 3). Generelt er tørstofudbyttet lavere på dag 600 end på dag 0 og 90. Det kan ikke udelukkes at dette skyldes dyrkning i et andet klimakammer på et andet tidspunkt.





## Tørstofproduktion



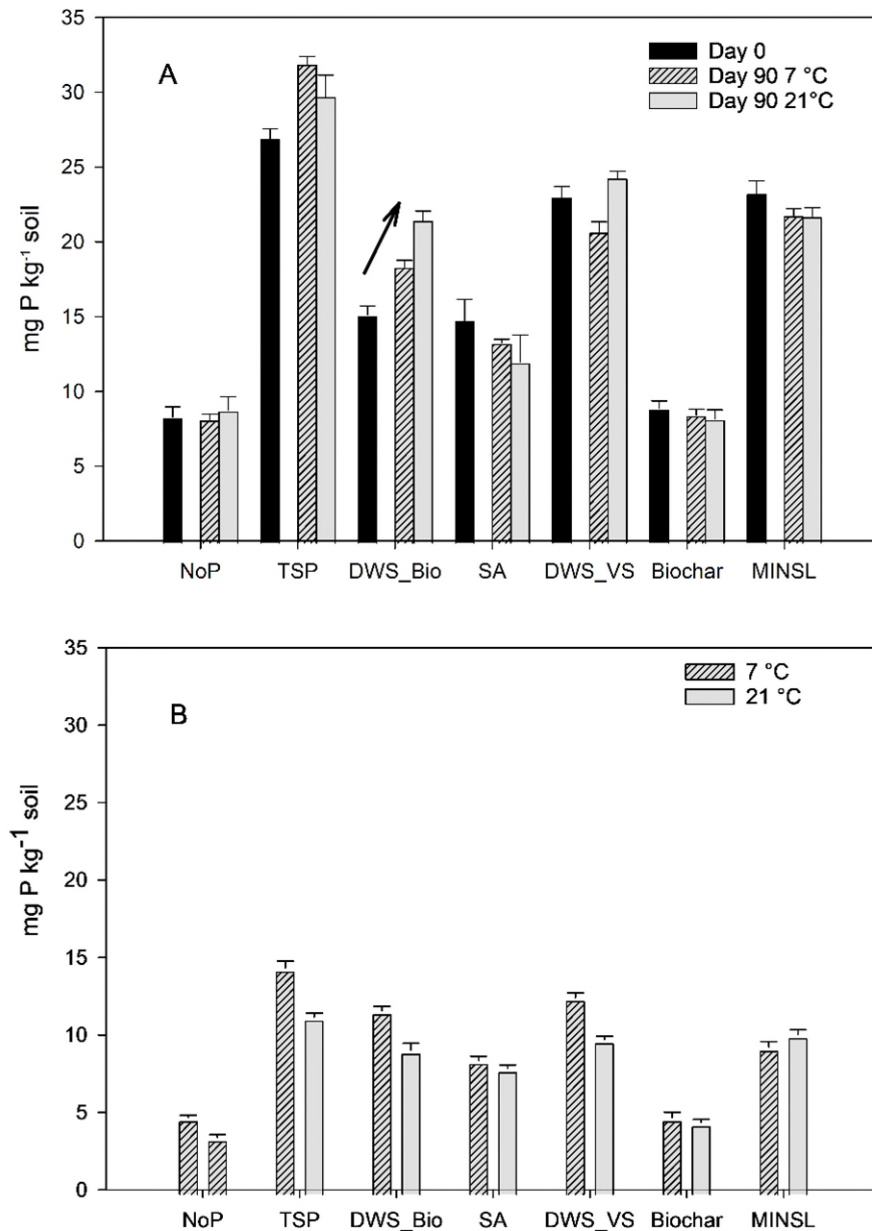
Figur 3. Tørstofproduktion i rajgræs dyrket i jord fra langtidsinkubationsforsøget.

**A:** potteforsøg i jord fra dag 0 uden temperatureffekt, fra dag 90 inkuberet ved hhv 7 og 21 °C. **B:** potteforsøg i jord fra dag 600 inkuberet ved hhv 7 og 21 °C.

Behandlinger: NoP – ingen P tilført til jorden, TSP – Tredobbelt Superfosfat, DWS\_Bio – Afvandet BIOFOS slam, SA – Aske fra BIOFOS, DWS\_VS – Afvandet slam fra VandCenter Syd, Biochar fra VandCenter Syd, MINSLS – mineraliseret slam fra FORS. P blev tilført med 60 mg P/kg jord undtagen i NoP behandlingen.

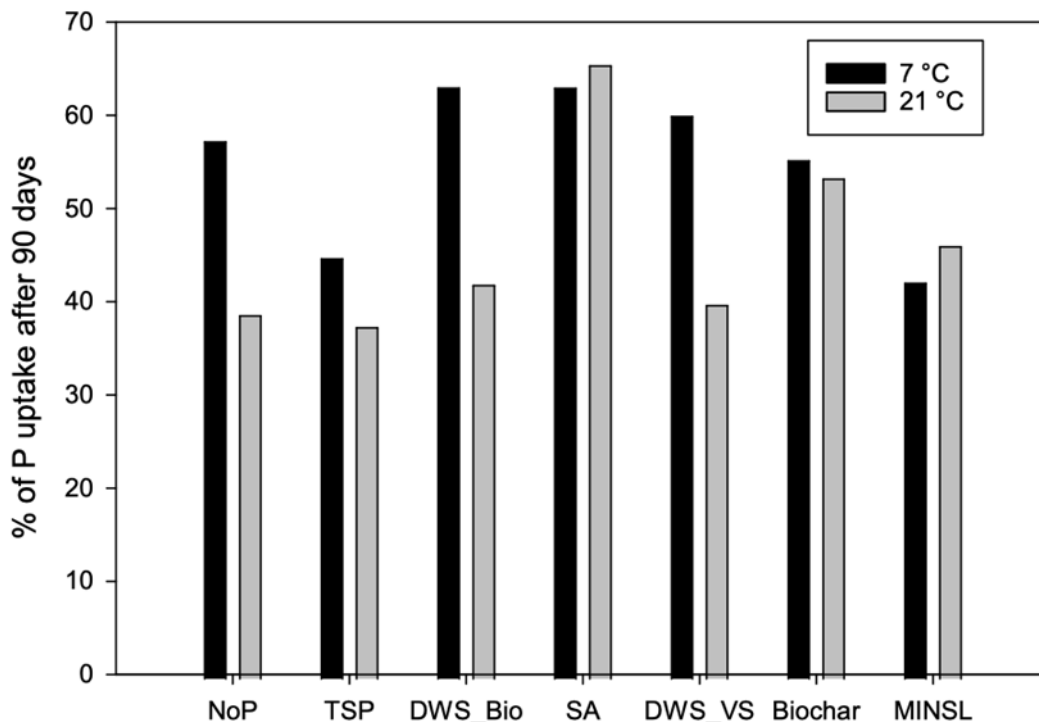
## Fosfor optagelse

Fosforoptagelse i rajgræsset blev bestemt ved at måle P koncentrationerne i tørstoffet.



Figur 4. Fosforoptagelse i rajgræs dyrket i jord fra langtidsinkubationsforsøget. **A:** pottetorsøg i jord fra fra dag 0 uden temperatureffekt, dag 90 inkuberet ved hhv 7 og 21 °C, **B:** pottetorsøg i jord fra fra dag 600 inkuberet ved hhv 7 og 21 °C. Behandlinger: NoP – ingen P tilført til jorden, TSP - Tredobbelt Superfosfat, DWS\_Bio – Afvandet BIOFOS slam, SA – Aske fra BIOFOS, DWS\_VS - Afvandet slam fra VandCenter Syd, Biochar fra VandCenter Syd, MINSL – mineraliseret slam fra FORS P blev tilført med 60 mg P/kg jord undtagen i NoP behandlingen.

Det ses i figur 4 ovenfor, at gødningsværdien ved forsøgets start var klart højest i TSP behandlingen, hvorimod forskellen var svundet betydeligt ved forsøgets slutning efter 600 dage, for alle behandlinger, bortset fra biochar fra VandCenter syd, som ikke gav anledning til P optagelse, som var målbart forskellig fra den ugødede jord. Der er statistisk evidens for øget P optagelse på dag 90 i behandlingen med afvandet slam fra BIOFOS. Ellers ses det at der var klar effekt af alle produkter på nær biochar fra VandCenter Syd, som ikke var målbart forskellig fra den ugødede jord.



Figur 5. Behandlingernes virkning på P optag i rajrgræs dyrket i jord fra inkubationsforsøget udtaget på **dag 600**, sammenlignet relativt til deres P optag da de blev dyrket i jord fra inkubationsforsøget udtaget på dag 90. Jordene blev inkuberet ved hhv 7 og 21 °C. Behandlinger: NoP – ingen P tilført til jorden, TSP - Tredobbelt Superfosfat, DWS\_Bio – Afvandet BIOFOS slam, SA – Aske fra BIOFOS, DWS\_VS - Afvandet slam fra VandCenter Syd, Biochar fra VandCenter Syd, MINSL – Mineraliseret slam fra FORS.

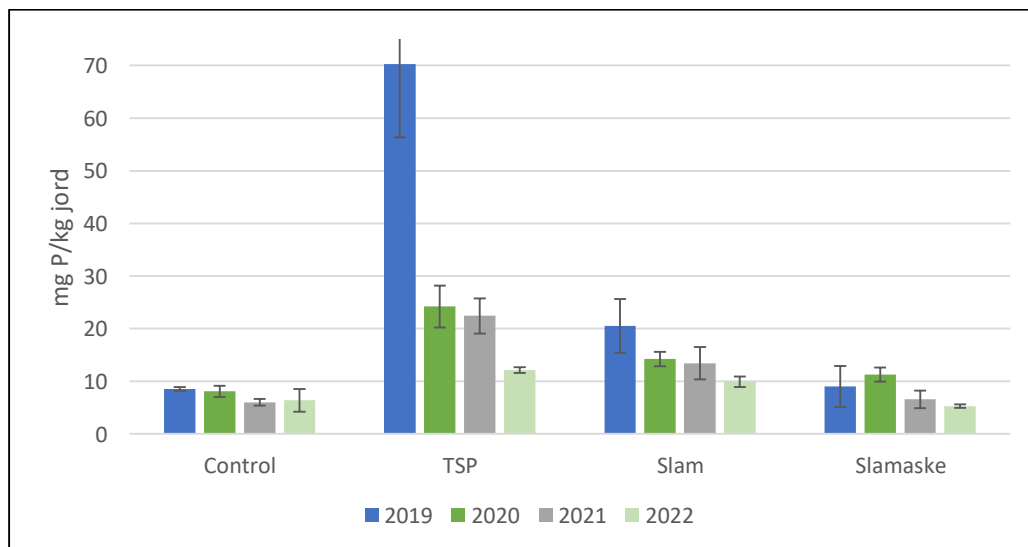
Med det forbehold at der blev dyrket i et andet klimakammer og på et andet tidspunkt i potteforsøget med jord fra dag 600, kan det være interessant at se lidt nærmere på forskellene mellem behandlinger ved forsøgets afslutning. I figur 5 ovenfor er behandlingerne sammenlignet relativt til deres P optag på dag 90. TSP virkningen er faldet til ca. 40% på dag 600 ved begge temperaturer. Noget lignende findes for afvandet slam fra BIOFOS og VandCenter Syd, når de var inkuberet ved 21 °C, mens disse produkter havde bedre virkning (ca. 60% af dag 90 virkningen) når de var inkuberet ved 7 °C. Asken fra BIOFOS udviste en relativt bedre virkning (ca. 60% af dag 90 virkningen), mens det mineraliserede slam havde sænket relativ virkning ved begge temperaturer, i nogenlunde samme omfang som TSP-behandlingen. Biochar resultatet skal ses med det yderligere forbehold at dets virkning ikke var målbart forskellig fra den ugødede jord, se figurene 3 og 4.

### Tolkning af pottforsøgsresultater

Pottforsøgene viser, at samtlige behandlinger på nær Biochar fra VandCenter Syd giver anledning til optaget af P i rajgræs. De viser også, at virkningen af TSP falder betydeligt med tiden, mens det afvandede slam ses bedre at opretholde sin virkning ved normal jordtemperatur, ligesom asken opretholder en vis virkning både ved normal og høj jordtemperatur. Dette bekræfter en 'slow release' virkning af produkterne, hvor jordens evne til at gøre P uopløseligt holdes i skak af produktet.

### 5.3.3 Dyrkningsforsøg i rammer fra 2019

I det første år af rammeforsøget havde TSP-behandling en meget højere mængde af plantetilgængeligt P i jorden end alle andre behandlinger, men forskellen blev mindre med tiden og i 2022 var Olsen P (analysemetode) i TSP-behandlingen på samme niveau som i behandlingen med slam (Figur 6). Der var dog aldrig nogen forskel mellem aske- og kontrolbehandlingen, hvilket tyder på, at der ikke blev frigivet en stor mængde plantetilgængeligt P fra asken.



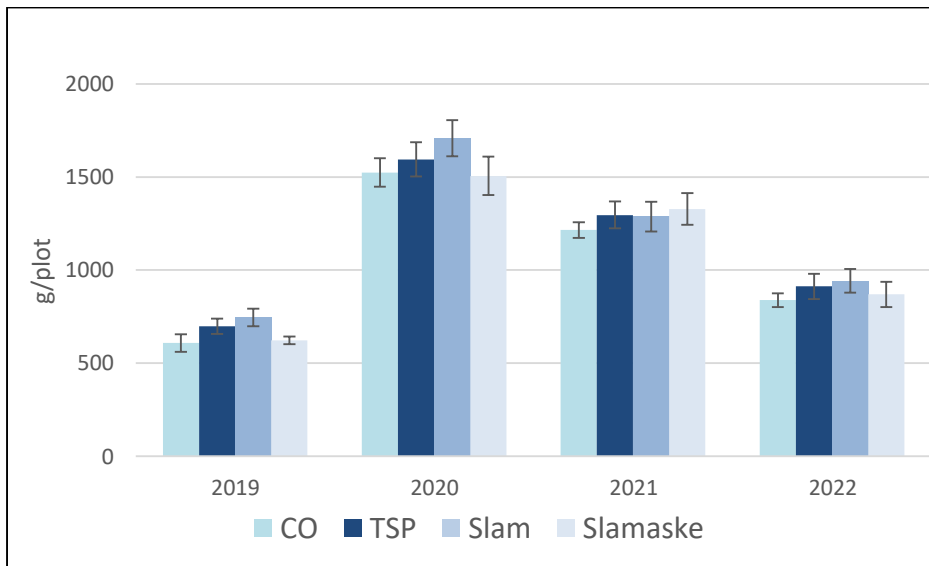
Figur 6: Plantetilgængeligt P (Olsen P) i jorden over 4 år efter en engangstilførsel med alle gødningsmaterialer svarende til 300 kg total P/ha.

Der var en svag tendens til højere biomasse især i behandlingen med slam i de første 2 år, men den samlede biomasseproduktion var meget sammenlignelig mellem behandlingerne (Figur 7). På den anden side var P-optagelsen markant højere i TSP og behandlingen med slam, især i de første to år, mens forskellene mellem behandlingerne blev mindre med tiden (Figur 8). Forskellen mellem den ubehandlede kontrol og aske-behandlingen var lille, men ca. 6% af det P, der blev tilført med asken, blev genfundet i planterne efter 4 år. Denne andel var 21,4 % og 21,9% for henholdsvis TSP og behandlingen med slam.

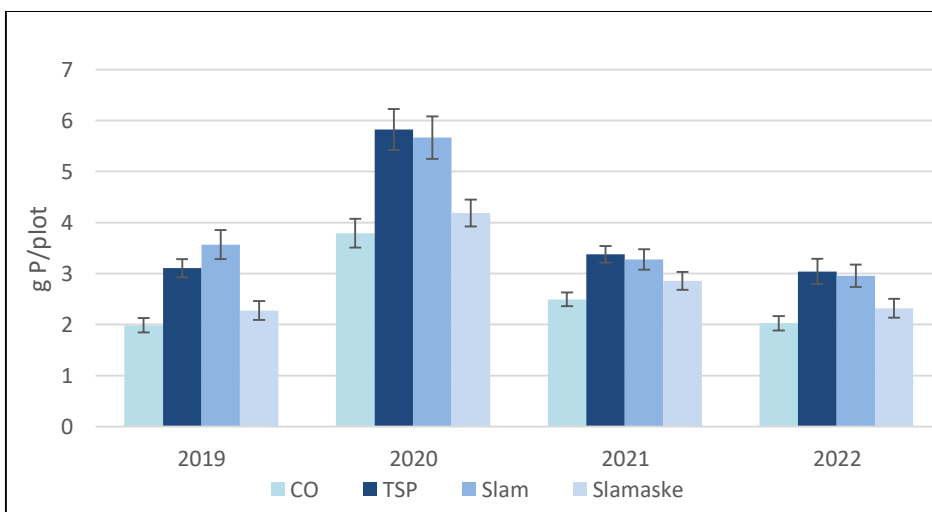
### Tolkning af data fra rammeforsøg opsat i 2019

Ligesom i inkubationsforsøget blev det konstateret, at det plantetilgængelige P i jorden faldt markant over tid i de behandlinger, hvor der blev tilført en stor mængde vandopløseligt P. Selvom Olsen P i jorden var på en meget lavere niveau i behandlingen med slam end i TSP-behandlingen, var det dog højt nok til at forsyne planterne med P på samme niveau som TSP, sandsynligvis også på grund af den meget store tilførsel. Generelt var askebehandling ikke meget forskelligt fra den ugødte behandling, men der var en lille, ret

konstant tilførsel af plantetilgængeligt P fra asken, som svarede til ca. 27% af det i TSP-behandlingen.



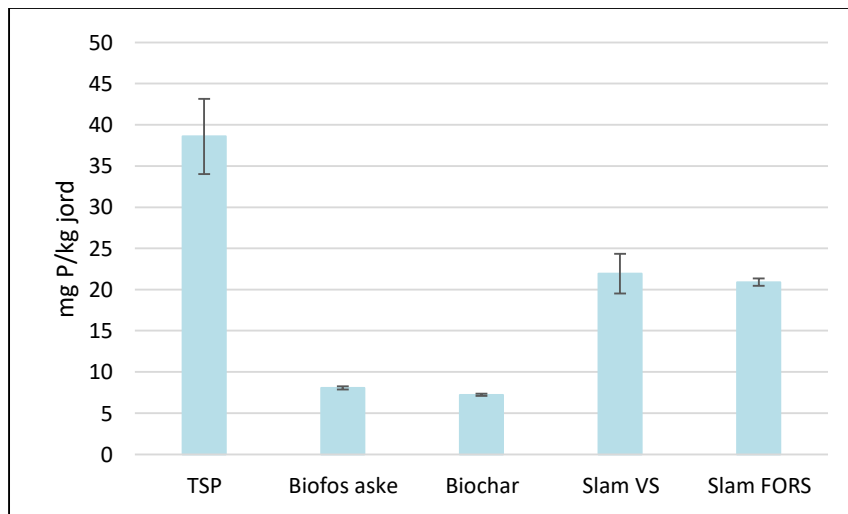
Figur 7: Biomasse (g tørstof per ramme) af rajgræs i de forskellige behandlinger over 4 år.



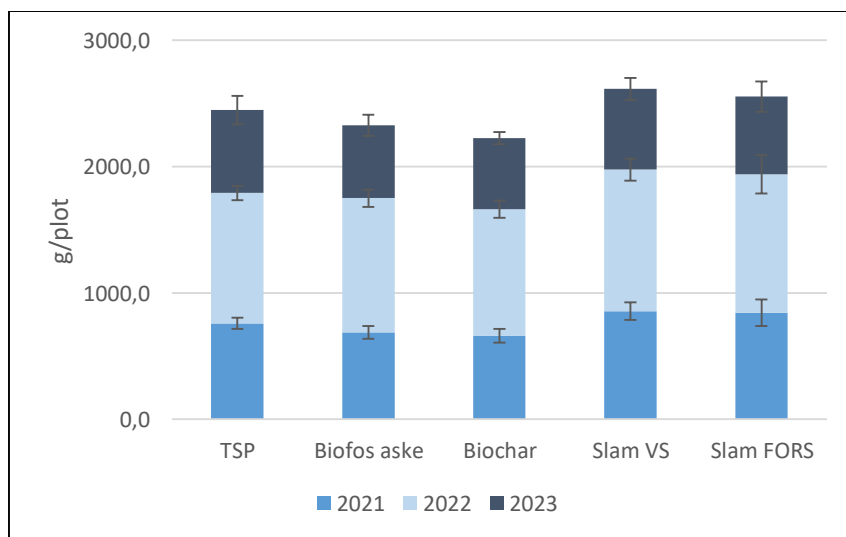
Figur 8: P optagelse i planter i de forskellige behandlinger over 4 år.

### 5.3.4 Dyrkningsforsøg i rammer, VUDP-projekt

I det andet år efter tilførslen af gødningsmaterialerne var Olsen P i jorden stadig meget høj i TSP-behandlingen, på et sammenligneligt, men lavere niveau i begge behandlinger med slam og på et lavt niveau (meget lig den ubehandlede jord i det første rammeforsøg) i aske- og biochar behandlingerne (Figur 9).

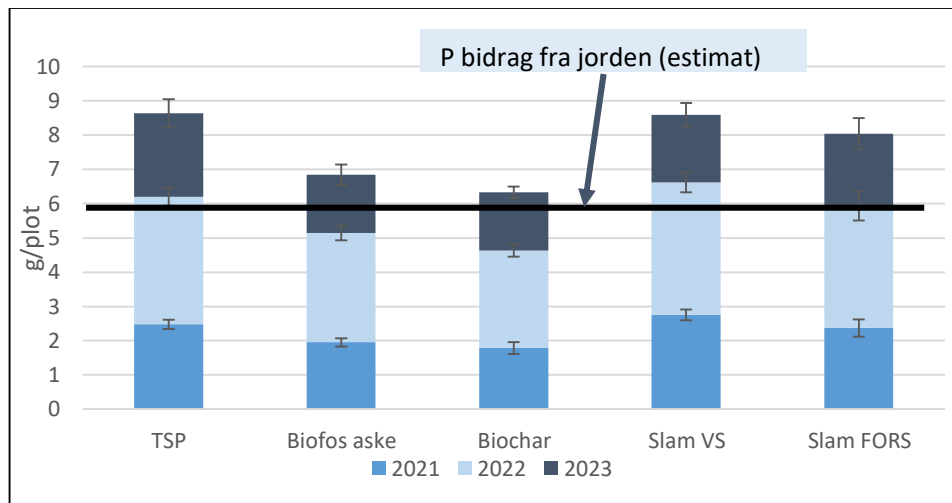


Figur 9: Plantetilgængeligt P (Olsen P) i jorden i 2022 efter en engangstilførsel med de forskellige gødningsmaterialer i 2021, svarende til 300 kg total P/ha. Behandlinger: TSP – triplesuperfosfat, Biofos aske – aske fremstillet af BIOFOS, Biochar – biochar fra VandCenter Syd, Slam VS – slam fra VandCenter Syd, slam FORS – mineraliseret slam fra FORS.

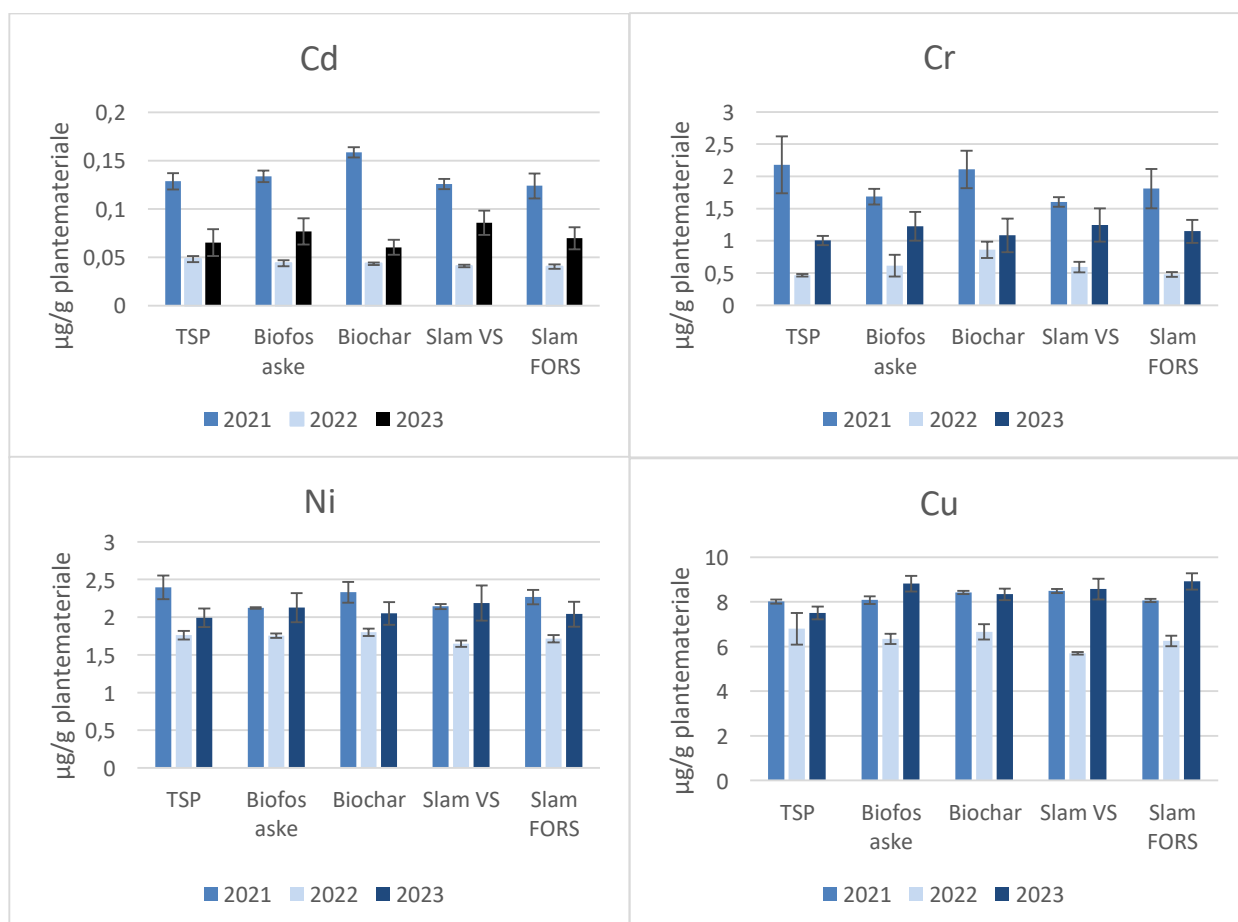


Figur 10: Biomasse (g tørstof per ramme) af rajgræs over 3 år. Behandlinger: TSP – triplesuperfosfat, Biofos aske – aske fra BIOFOS, Biochar – biochar fra VandCenter Syd, Slam VS – slam fra VandCenter Syd, slam FORS – mineraliseret slam fra FORS.

Ligesom i rammeforsøg fra 2019 var plantebiomassen kun lidt højere i TSP og behandlingerne med slam end i aske- og biochar behandlinger, se figur 10. Der var dog større forskelle i P- optagelsen, se figur 11, hvor TSP og begge slamtyper var på samme niveau, mens P-optag fra aske og især biochar var betydeligt lavere. Da der ikke er en ubehandlet kontrol i forsøget, kan bidraget fra jorden (linjen i figur 11) kun estimeres. Dette er baseret på den antagelse, at P frigivelsen fra aske (inkluderet i begge rammeforsøg) er omkring en tredjedel af den fra TSP, som det blev set i det første rammeforsøg fra 2019. Det skal også bemærkes, at P frigivelsen fra biochar ikke blev observeret før det 3. år af forsøget.



Figur 11: P optagelse i plantebiomasse over 3 år. Behandlinger: TSP – triplesuperfosfat, Biofos aske – aske fra BIOFOS, Biochar – biochar fra VandCenter Syd, Slam VS – slam fra VandCenter Syd, slam FORS – mineraliseret slam fra FORS.



Figur 12: Koncentration af udvalgte tungmetaller i rajgræs over 3 år. Behandlinger: TSP – triplesuperfosfat, Biofos aske – aske fra BIOFOS, Biochar – biochar fra VandCenter Syd, Slam VS – slam fra VandCenter Syd, slam FORS – mineraliseret slam fra FORS.

Koncentrationen af forskellige tungmetaller i plantemateriale blev målt. Figur 12 viser koncentration af Cd, Cr, Ni og Cu som eksempler. For Cd og i mindre grad Cr var koncentrationen væsentligt højere i det første år end i de to følgende år. Der var ingen klare forskelle mellem behandlingerne.

### Tolkning

Der er selvfølgelig en vis usikkerhed i fortolkningen af dataene på grund af den manglende negative kontrol i forsøget, men understøttet af resultaterne fra det første ramme-forsøg (2019) og potteforsøgene kan det siges, at der ved tilførsel af store mængder ikke kan ses forskel i P virkningen mellem forskellige slamtyper og TSP i de første 3 år. Igen blev der set en lille, men konstant tilførsel fra slamaske, mens biochar, som i potteforsøgene – havde en meget begrænset P virkning, som først blev målbart i det 3. forsøgsår. Der var ingen forskel i koncentration af tungmetaller mellem behandlingerne med slamprodukter og TSP-behandlingen. Koncentrationen var lavere i det andet år for alle tungmetaller, sandsynligvis på grund af en fortyndingseffekt som følge af den højere biomasseproduktion. For Cd og måske Cr ser det desuden ud til, at der var en højere koncentration i det første år end i de følgende to år, hvilket kan skyldes optagelse fra jordpulver, der er blevet mindre med årene.

Tabel 1: "Mineral fertilizer replacement value" (P virkningen i forhold til TSP) af de forskellige slamprodukter i de forskellige forsøg

	<b>BIOFOS slam</b>	<b>BIOFOS- Slamaske</b>	<b>VandCenter Syd slam</b>	<b>FORS slam</b>	<b>Biochar</b>
Potteforsøg Dag 0	37 %	35 %	79 %	80 %	3 %
Potteforsøg Dag 600 7 °C	71 %	38 %	80 %	47 %	0 %
Potteforsøg Dag 600 21 °C	73 %	57 %	81 %	85 %	12 %
Rammeforsøg 2019 (efter 1. vækstsæson)	141 %	26 %	-	-	-
Rammeforsøg 2019 (efter 5. vækstsæson)	95 %	30 %			
Rammeforsøg 2021 (efter 1. vækstsæson)*	-	26 %	139 %	85 %	4 %
Rammeforsøg 2021 (efter 3. vækstsæson)*	-	34 %	98 %	78 %	16 %

- Beregnet på grund af antagelsen at slamasken virkede på sammenlignelig måde i begge rammeforsøg

Tabel 1 giver et overblik over, hvordan de forskellige slamprodukter har virket i forhold til TSP i de forskellige planteforsøg (potteforsøg og rammeforsøg) på forskellige tidspunkter. BIOFOS slam og slam fra VandCenter Syd havde en bedre P-effekt end TSP i de første år af rammeforsøgene, hvilket sandsynligvis skyldes den høje dosering og et højt kvælstofindhold, som fremmede plantevæksten, selvom planterne også blev gødet med mineralsk N i alle behandlinger. Dette sås ikke i potteforsøgene med en lavere dosering, hvor begge slamtyper virkede lidt dårligere end TSP. FORS slammet virkede lige godt i både potte- og rammeforsøg, hvilket kan skyldes en lavere N indhold efter mineralisering. Der var ingen større forskelle i P effekten af alle slamtyper i potteforsøg, selvom BIOFOS slam havde en tendens til at have en mindre P gødningseffekt, især i begyndelsen, mens FORS slam virkede mindre



godt efter 600 dage ved 7 °C. Effekten af aske var i god overensstemmelse i alle forsøg, hvilket kan skyldes, at doseringen ikke betyder så meget, hvis produktet ikke indeholder meget vandopløseligt P. Effekten af aske var særlig høj efter 600 dage ved 21°C, hvilket kunne tyde på, at der var en højere frigivelse af P fra asken ved en højere temperatur. Effekten af biokul var lav i alle forsøg, men der var en svag tendens til en stigende effekt over tid ved højere temperaturer.

## 5.4 Projektresultater, Livscykluskortlægning (LCI)

DTU har udført en screenings-LCA, hvor bæredygtigheden af 3 forskellige slambehandlingsteknologier og anvendelse af deres slutprodukt som gødning i landbruget evalueres og sammenlignes. Referencen er den mest udbredte praksis med udspreddning af afvandet udrådnet slam.

Her beskrives livscykluskortlægningen (LCI), som bruges til at evaluere slamteknologierne. KU har leveret data til LCI'en ved at udføre klimakammerforsøg og feltundersøgelser omkring planteoptag af fosfor (P) af de forskellige slamprodukter. De analyserede slamprodukter er afvandet slam, slamaske, biochar (biokoks) og mineraliseret slam.

DTU har modelleret miljøpåvirkningerne af de undersøgte slambehandlingsteknologier samt anvendelse af deres slutprodukt som gødning i landbruget.

### 5.4.1 Funktionel enhed og scenarier

I en LCI skal der opstilles en funktionel enhed som definerer, hvad der er undersøgt; i dette projekt er den defineret som:

*"Håndtering, stabilisering og behandling af spildevandsslam og dertil udbringning på landbrugsjord som gødsning".*

Reference-flow: 1 ton spildevandsslam (TS 3.1%) – før udrådning og afvanding

Som tidligere nævnt er modelleringen udført ifølge ISO 14044, og lavet som en konsekvens LCI, hvor man ser på hvad de marginale data vil være. Dette har især relevans for energi data, da man her ser frem i tiden, og hvor elektricitet er baseret på vind og sol, hvorimod varme stadig er antaget at substituere naturgas. Flere detaljer er tilgængelig i Appendiks "LCI for Bæredygtighed for tre slambehandlings-teknologier og brugen af restprodukter som gødsning".

Til analyse af miljøpåvirkningerne for de forskellige materialer udbragt på landbrugsjord blev opstillet 5 forskellige scenarier. I modelleringen er der regnet baglæns, så der er taget udgangspunkt i samme slamsammensætning for reference-flowet i alle fem scenarier, selv om der i KU's prøver var taget udgangspunkt i forskellige slam materialer. Dette var nødvendigt for at kunne lave en sammenligning på basis af, hvad der potentielt kunne ske med noget slam. De 5 scenarier ses i ovenstående tabel 2.

I resultaterne er taget udgangspunkt i klimabelastningen på tværs af de forskellige scenarier, men i appendiks er resultater for alle påvirkningskategorier for Environmental Footprint 3.1. [10].

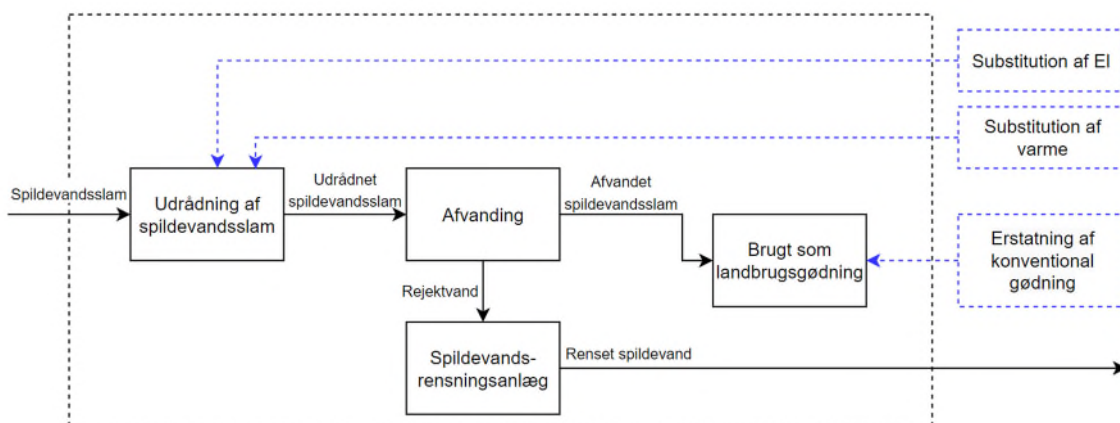
LCI'er for alle slambehandlingsteknologier kan findes under 'Appendiks A.

Tabel 2: Scenarier modelleret i LCI'en.

Akronym	Slambehand- lingsteknologi	Beskrivelse af teknologien	Behandlings- anlæg
<b>TK1</b>	Afvanding	Udrådning af spildevandsslam m. efterfølgende afvanding og udbringning på land.	BIOFOS, Vand-Center Syd
<b>TK2</b>	Forbrænding	Udrådning af spildevandsslam m. efterfølgende afvanding, fortørring, forbrænding og udbringning på landbrugsjord.	BIOFOS
<b>TK3</b>	Pyrolyse	Udrådning af spildevandsslam m. efterfølgende afvanding, damptørring, pyrolyse og udbringning på landbrugsjord.	VandCenter Syd
<b>TK4</b>	Mineralisering	Mineralisering m. efterfølgende udgravning og udbringning på landbrugsjord.	FORS A/S
<b>TK5</b>	Mineralisering m. oplagring	Mineralisering m. efterfølgende udgravning, oplagring og udbringning på landbrugsjord.	FORS A/S

### Afvandet og udrådet slam på landbrugsjord.

TK1 beskriver den mest anvendte metode i Danmark til at behandle spildevandsslam, hvor slutproduktet afvandet spildevandsslam udbringes på landbrugsjord til gødsning [11] og [12]. Figur 13 viser et overblik slambehandlingsteknologien samt systemgrænserne for det modellerede system.



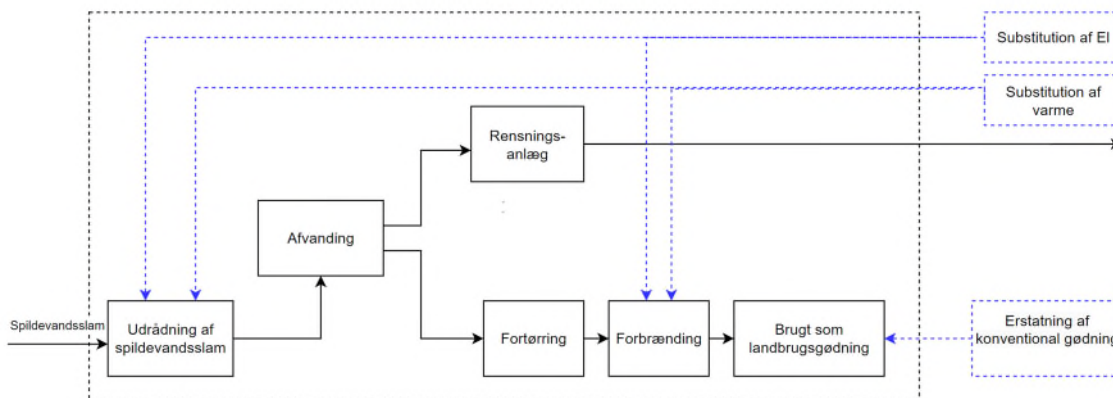
Figur 13 viser et overblik over TK1, hvor afvandet spildevandsslam udbringes på landbrugsjord som gødsning. Den stiplede sorte linje viser systemgrænserne for det modellerede system; den stiplede blå linje indikerer at der fortrænges/substitueres energi/produkter.

Første behandlingstrin i det modellerede system tager udgangspunkt i, at spildevandsslammet føres til en udrådning. Udrådning af spildevandsslam foregår under anaerobe forhold, hvor der sker en nedbrydning af slammet til biogas og udrådnede spildevandsslam. Nedbrydningsprocessen kan enten være mesofil (35-37°C) eller termofil (52-54°C). Danske anlæg opererer oftest under mesofile forhold med en opholdstid på 15-20 dage. Ved udrådning af spildevandsslam kan tørstoffet reduceres med ca. 30% [11].

Biogassen energiudnyttes til at producere el og varme som kan fortrænge fossilt produceret energi. Energien udnyttes enten som egetforbrug på behandlingsanlægget eller sendes ud til el og fjernvarmenettet. Det udrådnede spildevandsslam føres nu til afvanding som foregår ved centrifugering af spildevandsslammet. Der tilsættes polymer for at lette afvandingen af spildevandsslammet. Kirkeby et al [11] antager at TS-indholdet for udrådnede slam vil stige fra 4-5% helt op til 30%, dette kan dog variere fra anlæg til anlæg. Outputet består af to strømme; afvandet spildevandsslam (digestat) samt rejktvand. Rejktvandet føres til tilbage til rensningsanlægget, hvor det gennemgår endnu en rensning for til sidst at ledes til udløbet. Det afvandede spildevandsslam bringes ud på landbrugsjord, hvor det bruges til gødskning, og dermed substituerer konventionel gødning.

### Slamforbrænding og slamaske.

TK2 beskriver slambehandlingen ved monoforbrænding af slam. En oversigt over teknologien kan ses på Figur 14.



Figur 14 giver et overblik over TK2, hvor spildevandsslam sendes til forbrænding. Den stiplede sorte linje viser systemgrænserne for det modellerede system; den stiplede blå linje indikerer at der fortrænges/substitueres energi/produkter.

Den valgte teknologi består overordnet set af seks forskellige delprocesser. Første og andet trin består af en udrådning samt afvanding af spildevandsslammet. Efter afvanding føres spildevandsslammet til for-tørring. For-tørringen kan ske i samme trin som forbrændingen, og er i denne LCA modelleret således [11, 12, 13]. Forbrændingen af slammet leder til produktion af el og varme; energien kan enten fordeles til el- og fjernvarmenettet eller benyttes på selve anlægget til egetforbrug. I denne undersøgelse, er energien modelleret som egetforbrug. Efter endt forbrænding udbringes slamasken på landbrugsjord, hvor den bruges som gødskning og dermed substituerer konventionel N-P-K gødning.

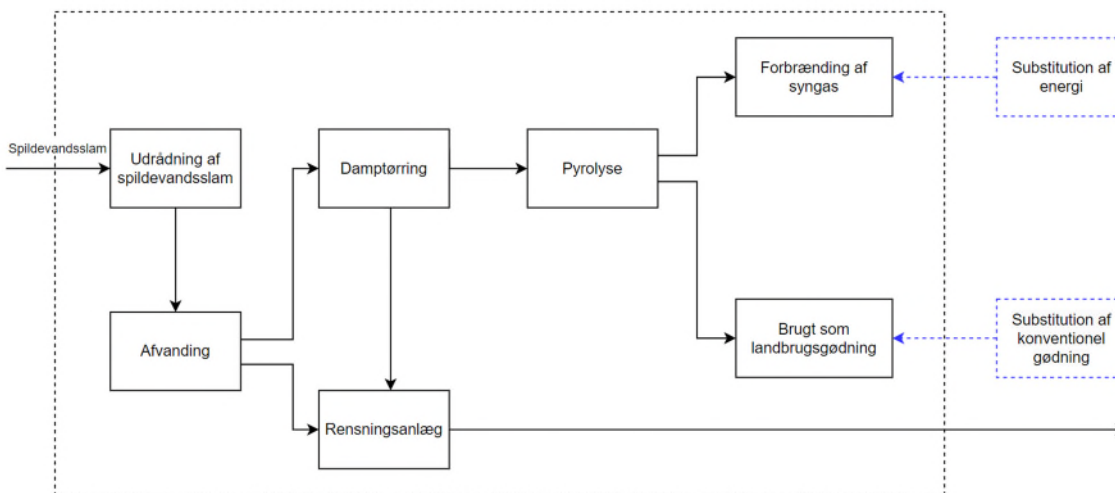
### Pyrolyse og biochar.

TK3 beskriver slambehandlingen ved pyrolyse af slam. En oversigt over teknologien kan ses på figur 15. Det modellerede system følger TK1 og TK2, med udrådning af spildevandsslam og efterfølgende afvanding. Efter endt afvanding sendes spildevandsslammet til

dampptørring og dernæst pyrolyse. I praksis foregår de to processer under samme trin, og det er derfor også modelleret således i denne undersøgelse [12].

Under dampptørring, fordampes næsten alt vand fra spildevandsslammet og føres ud af anlægget som kondensat, hvor det føres tilbage til rensningsanlægget for at undergå en yderligere rensning inden det ledes ud til udløbet.

Pyrolyse foregår under iltfrie forhold, temperaturen liggende på 350-650 °C. Der produceres syngas og biochar fra denne proces. Syngas kan energiudnyttes, enten uden for anlægget eller til egetforbrug på anlægget. I denne undersøgelse udnyttes energien til at drive dampptørringen af spildevandsslammet. Biocharen udbringes på land, hvor den bruges som gødskning og dermed substituerer konventionel gødning.



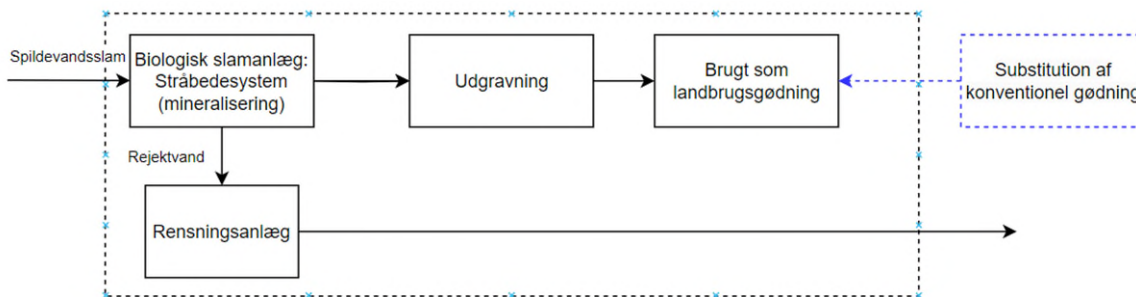
Figur 15 giver et overblik over TK3, hvor spildevandsslam sendes til pyrolyse. Den stiplede sorte linje viser systemgrænserne for det modellerede system; den stiplede blå linje indikerer at der fortrænges/substitueres energi/produkter.

### Slammineralisering og mineraliseret slam.

Denne slambehandlingsteknologi tager udgangspunkt i at spildevandsslammet føres ind i et biologisk slamanlæg, hvor spildevandsslammet undergår en mineralisering. En oversigt over denne teknologi kan ses i figur 16.

Den modellerede teknologi tager udgangspunkt i data fra Larsen et al. [14]. Spildevandsslam føres ud i et biologisk slamanlæg, også kaldt for slammineraliseringsanlæg. Slambehandlingsteknologien er velegnet til tynd slam med et TS-indhold af fx 0.5-1% af vådvægt, og må helst ikke overstige et indhold på 3-4% TS af vådvægt, da det ellers kan påvirke driften negativt [11, 15].

Udrådnet slam er derfor ikke egnet til denne teknologi, og udrådningprocessen er derfor ikke medtaget i LCI'en som for de andre slambehandlingsteknologier. Spildevandsslammet fra spildevandsrensningsanlægget pumpes til slambede/slambassin.

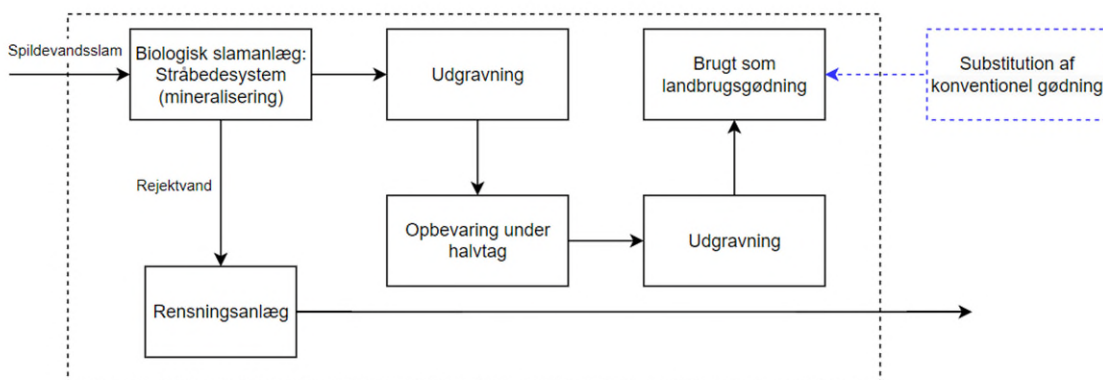


Figur 16 giver et overblik over TK4a, hvor spildevandsslam sendes til et biologisk slam anlæg for at undergå mineralisering. Den stiplede sorte linje viser systemgrænserne for det modellerede system; den stiplede blå linje indikerer at der fortrænges/substitueres energi/produkter.

Et slambassin er anlagt som enten et jord- eller betonbassin. Det øverste lag indeholder "vækstlaget", hvor der er en beplantning typisk af siv/strå. Under dette vækstlag findes filtermateriale, og er designet således at der er et porøst lag hvor vand kan sive igennem og bliver opsamlet af anlagte rør, som fører vandet tilbage til rensningsanlægget. I bunden af bassinet er en vandtæt membran (DANVA, Larsen). Mineraliseringen finder sted ved selve vækstlaget, under aerobe forhold, og selve behandlingstiden tager ca. 8-12 år, hvorefter det mineraliserede spildevandsslam udgraves og føres til gødsning i landbruget. Slambehandlingen er lavteknologisk, og et energiforbrug er kun tilknyttet til udpumpning, udgravning, transport og udbringning på landbrugsjordbrug.

### Slammineralisering og opbevaring og mineraliseret slam.

Behandling af slam i biologiske slam anlæg kan også forudsætte et yderligere trin i behandlingen med opbevaring/kompostering af slammet. En oversigt over slambehandlingsteknologien kan ses i Figur 17.



Figur 17 giver et overblik over TK4b, hvor spildevandsslam sendes til et biologisk slam anlæg for at undergå mineralisering. Den stiplede sorte linje viser systemgrænserne for det modellerede system; den stiplede blå linje indikerer at der fortrænges/substitueres.

Teknologien følger samme tilgang som beskrevet under foregående afsnit. Her gennemgår det mineraliserede slam endnu et behandlingstrin, hvor det føres til et oplagringssted med halvtag. En mineralisering/kompostering finder sted, der fører til en yderligere reduktion i vandindholdet. Selve overflytningen af det mineraliserede slam fra stråbedene til halvtaget finder sted i foråret, hvorefter det får lov at ligge i 4 måneder, for til sidst at bringes ud på landbrugsjord i efteråret, hvor det bruges som gødsning, da man i Danmark gøder om

efteråret med denne type materiale. En praksis som indebærer en driftsmæssig fordel i og med, at det gøres muligt at genplante strå over foråret/sommeren, hvilket ikke er muligt når det mineraliserede slam udgraves om efteråret [14].

### Fosfor substitution.

I alle TK blev effekten af fosfor udbragt på landbrugsjord beregnet på basis af data fra potetforsøgene udført at Københavns Universitetet i projektet. Maja Karolina Rydgård beregnede P optaget ved hjælp af modellen PLCI 2.0 [16], på basis af data præsenteret i hovedrapporten fra KU forsøgene. Resultaterne blev beregnet for 3 forskellige Olsen-P værdier ved 15, 25, og 50 (mg P/kg jord). Olsen-P referer her til baggrundskoncentrationen af plantetilgængelig fosfor i jorden, hvor højere koncentrationer gør at man vil forvente en lavere respons i plantevæksten da der allerede er meget fosfor tilgængeligt.

Tabel 3 - Olsen P 50 – Modellering lavet i PLCI 2.0 for år 5-500

Type af slam	Oprindelse af slam	$F_{PFS}$ (P Næringsstofs substitutions faktor) Olsen P 50 - År 5-500					
		5	10	20	25	100	500
TK1*	BIOFOS, Avedøre	0.288	0.370	0.418	0.437	0.635	0.863
TK1	Vandcenter Syd, Odense	0.365	0.462	0.506	0.521	0.683	0.869
TK2	BIOFOS, Avedøre	0.155	0.212	0.267	0.291	0.552	0.854
TK3	VandCenter Syd, Odense	0.033	0.068	0.130	0.159	0.478	0.847
TK4 og 5	FORS A/S, Roskilde	0.386	0.489	0.532	0.546	0.697	0.871

Tabel 4 - Olsen P 25 – Modellering lavet i PLCI 2.0 for år 5-500.

Type af slam	Oprindelse af slam	$F_{PFS}$ (P Næringsstofs substitutions faktor) Olsen P 25 - År 5-500					
		5	10	20	25	100	500
TK1*	BIOFOS, Avedøre	0.264	0.338	0.385	0.403	0.601	0.830
TK1	Vandcenter Syd, Odense	0.277	0.373	0.417	0.432	0.594	0.780
TK2	BIOFOS, Avedøre	0.140	0.192	0.247	0.270	0.532	0.833
TK3	VandCenter Syd, Odense	0.028	0.062	0.124	0.153	0.473	0.842
TK4 og 5	FORS A/S, Roskilde	0.359	0.450	0.491	0.505	0.656	0.830

Tabel 5 - Olsen P 15 – Modellering lavet i PLCI 2.0 for år 5-500.

Type af slam	Oprindelse af slam	$F_{PFS}$ (P Næringsstofs substitutions faktor) Olsen P 15 - År 5-500					
		5	10	20	25	100	500
TK1*	BIOFOS, Avedøre	0.207	0.292	0.340	0.358	0.556	0.785
TK1	Vandcenter Syd, Odense	0.277	0.373	0.417	0.432	0.594	0.780
TK2	BIOFOS, Avedøre	0.102	0.162	0.217	0.241	0.503	0.804
TK3	VandCenter Syd, Odense	0.021	0.056	0.118	0.147	0.467	0.836
TK4 og 5	FORS A/S, Roskilde	0.298	0.398	0.440	0.454	0.605	0.779

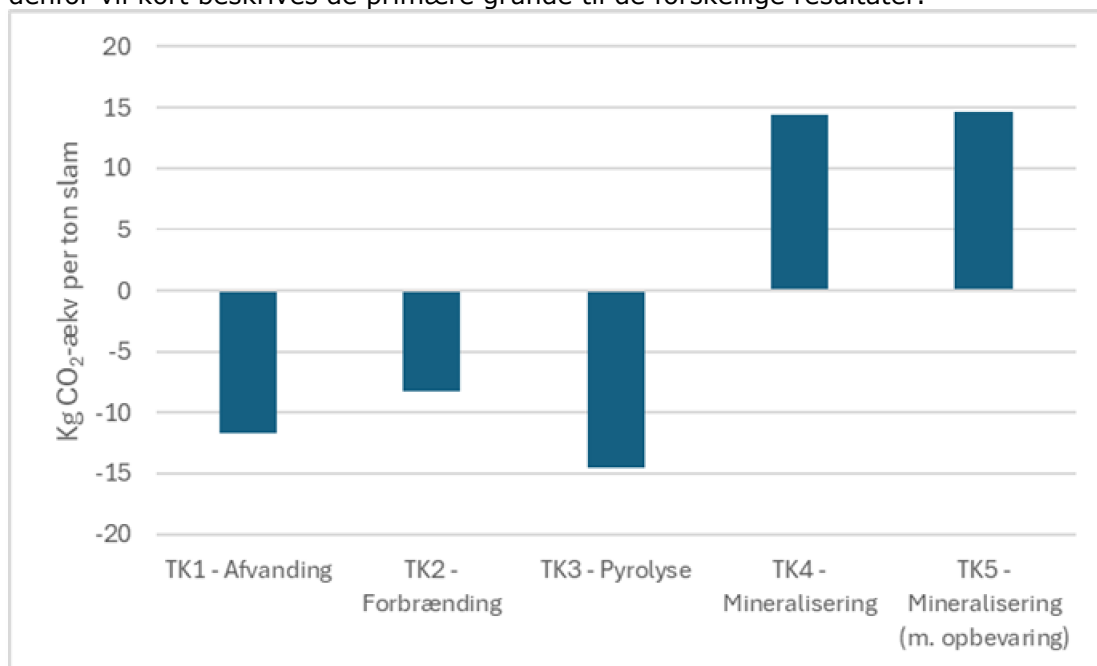
Et eksempel fra tabel 3: Efter engangstilførsel af slam (TK1\*) kan tilførsel af P-handelsgødning reduceres med 28,8% af den tilførte slam-P sammenlignet med, hvis slam-P ikke var tilført. Med andre ord, så vil tilført 90 kg P med slam resultere i substitution af  $0,288 \times 90 \text{ kg P} = 25,9 \text{ kg handelsgødning-P}$  i fem år.

I de primære resultater præsenteret i rapporten er brugt værdierne for Olsen P-50, og udgangspunktet for årstal er data for 10 års optag. I projektet diskuteredes det hvor længe landmanden er villig på at vente at fosforen er tilgængelig, og det blev besluttet at tage udgangspunkt i 10 år som baseline. For TK 1 blev det konservativt valgt at bruge værdierne fra BIOFOS, da de var lavere end værdierne fra VandCenter Syd.

## 5.4.2 Tolkning af resultater

### Klimapåvirkning i scenarierne

I figuren nedenfor ses resultaterne for den potentielle klimapåvirkning for de fem scenarier. Negative værdier indikerer at de direkte påvirkninger er mindre end de besparelser der kommer fra substitutionen af energi og næringsstoffer i de forskellige scenarier. Nedenfor vil kort beskrives de primære grunde til de forskellige resultater.



Figur 18 – Klimabelastning (CO<sub>2</sub>-ækvivalenter) per ton slam (3,1% tørstof).

**TK1-TK3:** For TK1-TK3 er der den samme besparelse fra forgasning af slam, og den energi og elektricitet der er antaget at blive produceret fra den generede gas. Besparelserne kommer især fra den varmeproduktion, der antages at substituere naturgas, hvorimod elektricitet antages at substituere vind/sol. Hvis der var indsat andre antagelser omkring varme besparelsen, ville alle tre scenarier have mindre, men stadig negative resultater.

**TK1 – Afvanding:** I TK1 er der desuden en væsentlig besparelse fra substitution af nitrogen som kvælstofgødning, som ikke ses i de andre scenarier, da denne går tabt ved de forskellige teknologier til behandling.

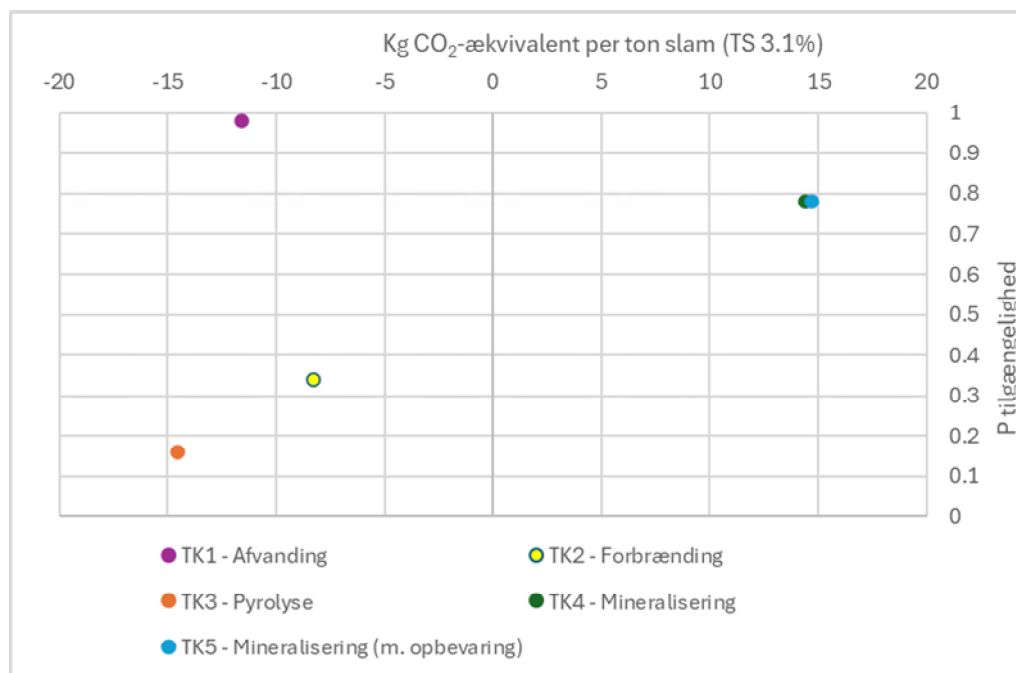
**TK2 – Forbrænding:** I TK2 er der en mindre positiv påvirkning fra forbrændingen hvilket primært skyldes brug af materialer til røggasrensningen. Det meste af energien bruges i processen og til at afvande materialet.

**TK3 – Pyrolyse:** I TK3 er der en stor påvirkning fra pyrolyse processen. Dette skyldes primært drivmidler til processen. Det skal bemærkes at disse data er meget usikre da der ikke var tilgængelige data for de to nye danske anlæg, da projektet løb, så data for pyrolyse processen er baseret på litteratur. Den store påvirkning opvejes dog af en endnu større besparelse fra kulstof bundet i biocharen, der antages fast bundet i jorden.

**TK4 og TK5 Mineralisering:** Der er ikke den store forskel på om opbevaringen medtages i vurderingen af klimapåvirkningen. Den store påvirkning skyldes lattergas emissioner fra mineraliseringsbedene, de opvejes til dels fra substitution af næringsstoffer, men er stadig den største påvirkning på tværs af alle scenarierne.

### Klimapåvirkning versus fosfor tilgængelighed

I ressourcekategorien for mineraler i Environmental Footprint 3.1. er P ikke karakteriseret, så den fremstår som den primære ressource. Men for at visualisere forskellene er der valgt at plote den potentielle klimapåvirkning med fosfor tilgængeligheden i de forskellige scenarier, hvilket er vist nedenfor i figur 19 på basis af P tilgængeligheden i rammeforsøgene for år 3 (Tabel 1).



Figur 19 – Klimapåvirkning plottet mod P substitutionen i rammeforsøgene år 3

Heraf illustreres det, at den største klimapåvirkning er koblet med en høj fosfor substitution, dog er den største P tilgængelighed for udrådnet slam der ikke er videre behandlet. Omvendt ses det, at man har den laveste klimapåvirkning kombineret med laveste P tilgængelighed. Den eneste teknologi, der ikke er lineær for P tilgængelighed som funktion af CO<sub>2</sub>-påvirkning, er direkte udbringning af afgasset slam, som har en bedre P tilgængelighed end aske og biokoks, mens den stadig har en negativ klimapåvirkning.



### **Forbehold til Livscykluskortlægningen.**

Det skal bemærkes at resultaterne præsenteret ovenfor skal tolkes som værende ret usikre.

Slamsammensætning: P tilgængeligheden er som skrevet i tidligere afsnit afhængig af mange ting, hvor både de modellerede teknologier, men også spildevandsbehandlingen kan have en påvirkning. Det ville derfor have givet et mere sikkert resultat, hvis man kunne have taget udgangspunkt i teknologier, der modtog den samme slam sammensætning, og så kunne have felt/potte forsøg herfor. Det var så ikke praktisk muligt i projektet.

Teknologidata: En stor del af data brugt i modelleringen er enten fra litteraturen, hvor den kan være fra andre danske publikationer eller udenlandske studier, eller fra tidligere studier på anlæggene, men ikke nødvendigvis med de nyeste data. Et eksempel er pyrolyse data fra pilotanlæg, men hvor nye data snart vil være tilgængelig fra de to nye anlæg. Her vil især energi- og kulstofbalancerne være interessante. Desuden kan der være stor forskel på slammineraliseringsanlæg. I studiet er brugt data fra forsøg på et af FORS anlæg fra 2018, men det kunne være interessant at få nyere data fra andre anlæg.

## **5.5 Konklusion**

Virkningsgraden for fosfor (P) fra slam og slamrestprodukter afledt fra udrådnings slam blev undersøgt med langvarige inkubationsforsøg koblet med potteforsøg i klimakamre, og dertil dyrkningsforsøg i rammer under markforhold over 3 vækstsæsoner (år). Forsøgene viser samstemmende, at produkterne har langvarig P virkningsgrad, dog var biochar fra VandCenter Syd afvigende, ved at det i flere tilfælde ikke var muligt at måle en forskel i forhold til en ugødet kontroljord. Der er dog grund til at tro at biochar produktet repræsenterer en 'worst case' grundet et højt jern indhold, hvorfor resultatet ikke kan generaliseres til al biochar fra slam.

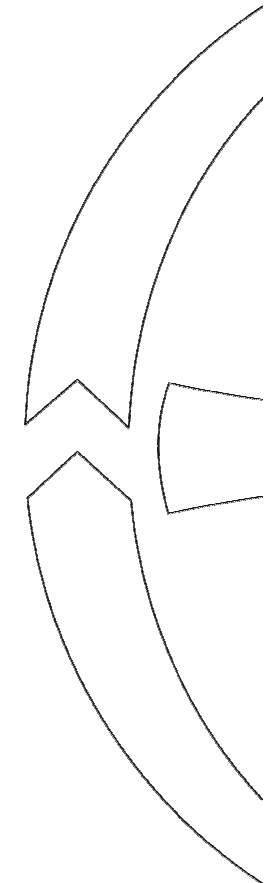
P virkningen fra udrådnings slam fra BIOFOS, FORS og VandCenter Syd var generelt høj (>70% af trippel superfosfat), moderat for aske fra BIOFOS slam (25-35%) og lav for biochar produktet fra VandCenter Syd (0-15%).

Sammenfattende kan det på baggrund af arbejdet med forsøgene og med landbrugets aktører konkluderes, at virkningsgraden er vigtig som dokumentation, hvis produktet skal kunne afsættes og substituere import af P i DK. Hvad angår asken, er der behov for en del yderligere dokumentation for, om det kan opretholde fosfor tilgængelighed til kornafgrøder på lang sigt. Hvad angår biochar, er det klart, at det er ganske vigtigt at sikre, at tilgængeligheden af P kommer op på et højere niveau end det, der blev fundet i forsøget, som er gennemført i projektet.

Livscykluskortlægningen af de forskellige teknologier viste, at udrådningen af slam leder til undgåede klimapåvirkninger grundet produceret energi fra metan. Desuden er der besparelser fra substitution af kommercielle gødningsprodukter, samt fra kulstof binding fra biochar. Slammineraliseringen er den eneste teknologi, der leder til netto udledninger, hvilket primært skyldes lattergas emissioner. På basis af resultaterne ses det at pyrolyse og direkte udbringning af udrådnings afvandet slam har de højeste besparelser i klimapåvirkning, og udrådnings afvandet slam har den højeste P-tilgængelighed.

Med undtagelse af slammineralisering, er der i projektet kun analyseret og modelleret på udrådnings og afvandet slam. Resultaterne kan derfor ikke bruges til at sige noget om udbringning af ikke udrådnings slam for de forskellige teknologier. Det skal desuden nævnes at

projektet ikke har set på patogener og andre fremmedstoffer der kan udbringes med især udrådnet, afvandet slam, en endelig beslutning om den bedste udbringning af P skal derfor ikke kun baseres på resultater fra dette projekt.



## 6 Litteraturliste

1. Glottrup, Casper Schwartz og Hauschildt, Christian (juli 2023): "Gennemførelse og anvendelse af slamdirektivet, Afrapportering". Miljøstyrelsen – Orientering nr. 64.
2. Markfoged, Rikke et.al. (febr. 2023): "Analyse af fremtidig slamhåndtering til gavn for miljø og klima", Miljøstyrelsen – Miljøprojekt nr. 2230.
3. Ottosen, Anita Rye et.al. (April 2022): "Alternativ udnyttelse af spildevandsslam, Kortlægning af fordele og ulemper ved udnyttelse af spildevandsslam, indeholdende mikroplastik, som alternativ til udspredelse på landbrugsjorden – en del af initiativ 21 i Plastikhandleplanen", Miljøstyrelsen – Miljøprojekt nr. 2203.
4. NIRAS A/S (juni 2029): "Potentialer og barrierer for øget fosforudnyttelse i vandsektoren", Miljøstyrelsen - Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 32.
5. Werther, Inge Lisbeth og Petersen, Per Haugsted (marts 2018): "Nabotjek af reglerne om spildevandsslam, Sverige, Norge, Finland, Tyskland og England", Miljøstyrelsen – Miljøprojekt nr. 1989.
6. Kirkeby, Janus et. al., COWI A/S (jan. 2013): "Livscykluskortlægning og samfundsøkonomisk analyse for anvendelse af spildevandsslam". Miljøstyrelsen - Miljøprojekt nr. 1459, side 95.
7. Oberender, Anker et.al. (2013): "Innovationspartnerskab for anvendelse af fosfor fra spildevand og spildevandsslam fra spildevandsforsyninger", Miljøstyrelsen – Miljøprojekt nr. 1460.
8. Hedeselskabet (2000): "Undersøgelles- og monitoringsprogram for omsætningen af miljøfremmede stoffer i slammineraliseringsanlæg og slamlager", Miljøstyrelsen – Arbejdsrapport nr. 22.
9. Elsgaard, Lars (ed.) et.al. (sept. 2022): "Knowledge synthesis on biochar in Danish agriculture", Advisory report DCA no. 208, – Danish Centre for food and Agriculture, Aarhus University.
10. Andreasi Bassi, S., Biganzoli, F., Ferrara, N., Amadei, A., Valente, A., Sala, S. and Ardente, F., Updated characterisation and normalisation factors for the Environmental Footprint 3.1 method, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023, doi:10.2760/798894, JRC130796.
11. Kirkeby, J. et al. (2013) Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse for anvendelse af spildevandsslam.
12. Faragò, M. et al. (2022) 'Life Cycle Assessment and Cost-Benefit Analysis of Technologies in Water Resource Recovery Facilities: The Case of Sludge Pyrolysis', Environmental Science and Technology, 56(24), pp. 17988–17997. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06083>.

13. Faragò, M. et al. (2021) 'From wastewater treatment to water resource recovery: Environmental and economic impacts of full-scale implementation', *Water Research*, 204. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117554>.
14. Larsen, J.D. et al. (2018) 'Life cycle assessment comparing the treatment of surplus activated sludge in a sludge treatment reed bed system with mechanical treatment on centrifuge', *Journal of Cleaner Production*, 185, pp. 148–156. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.193>.
15. Nielsen, B. et al. (2009) 'Håndtering af spildevandsslam Katalog over metoder til behandling og slutdisponering'. Skanderborg: DANVA.
16. Rydgård, M, Jensen, LS, Kroeze, C, Strokal, M, Möller, K & Bruun, S (2024), 'Regionalised modelling of recycled fertiliser P in agricultural fields: Development of the life cycle inventory model PLCI 2.0', *Journal of Cleaner Production*, vol. 443, 141088. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141088>.
17. Hulgaard, Tore – Rambøll: mundtlig oplysning januar 2024.

**Appendiks A.** LCI for Bæredygtighed for tre slambehandlings-teknologier og brugen af restprodukter som gødskning. DOI: 10.11583/DTU.25990471.