



UDVIKLING AF BEREGNINGSMODEL TIL BESTEMMELSE AF GØDNINGSVÆRDI OG FASTSÆTTELSE AF UDNYTTELSESPROCENT FOR BIOMASSER TIL BIOGASANLÆG



Lars Stoumann Jensen
Projekt for Miljøstyrelsen
September / 2015

Titel

Udvikling af beregningsmodel til bestemmelse af gødningsværdi og fastsættelse af udnyttelsesprocent for biomasser til biogasanlæg

Forfatter

Lars Stoumann Jensen
Professor
Institut for Plante- og Miljøvidenskab
Københavns Universitet
Thorvaldsensvej 40
1871 Frederiksberg C
Tlf. 3533 3560
PLEN@plen.ku.dk
www.plen.ku.dk

Opdragsgiver

Miljøstyrelsen, Miljøministeriet

Forsidefotos

Biogasanlæg (kilde: iStockphoto©)

Publicering

Rapporten er publiceret på www.plen.ku.dk hvor den frit kan downloades

Bedes Citeret

Jensen L.S. (2015) Udvikling af beregningsmodel til bestemmelse af gødningsværdi og fastsættelse af udnyttelsesprocent for biomasser til biogasanlæg. Rapport for Miljøstyrelsen, udgivet af Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet. 41 s.

Gengivelse er tilladt med tydelige kildeangivelse

Skriftlig tilladelse kræves, hvis man vil bruge instituttets navn og/eller dele af denne rapport i sammenhæng med salg og reklame.

INDHOLDSFORTEGNELSE

FORORD	5
SAMMENDRAG OG KONKLUSIONER	6
SUMMARY AND CONCLUSIONS.....	7
1. BAGGRUND OG FORMÅL	9
2. FAGLIGT GRUNDLAG: VÆRDITALS BESTEMMELSE OG FASTSÆTTELSE AF UDNYTTESKRAV FOR ORGANISKE GØDNINGER	12
2.1 Førsteårs gødningsvirkning af en organisk gødning sammenlignet med handelsgødning	12
2.2 Eftervirkning af forskellige typer organiske gødninger	13
2.3 UdnyttelseskraV til organiske gødninger	14
3. LITTERATUR-REVIEW: VÆRDITAL FOR HUSDYRGØDNING OG ANDRE BIOMASSER	15
3.1 Husdyrgødning og fraktioner fra husdyrgødning.....	15
3.2 Andre restprodukter og typer af organisk affald	18
3.3 Prædiktion af værdital	19
4. LITTERATUR-REVIEW: KARAKTERISTIKA FOR DIGESTAT FRA BIOFORGASNING AF HUSDYRGØDNING OG ANDRE BIOMASSER.....	20
4.1 Grundlæggende omsætningsprocesser i en biogasreaktor	20
4.2 Effekt af bioforgasning på mineralisering af organisk kvælstof til ammonium i digestatet	21
4.3 Effekter af bioforgasning på kvælstof tilgængelighed og værdital efter udbringning af digestatet.....	25
5. KONCEPT FOR BEREGNING AF VÆRDITAL FOR BIOFORGASSEDE GØDNINGER UD FRA KENDTE PARAMETRE	27
5.1 Estimering af potentielt værdital på baggrund af den kemiske sammensætning for forskellige typer organiske gødninger.....	27
5.2 Beregning af reelle værdital for den konkrete jordbrugsmæssige anvendelse	28
5.3 Beregning af potentielle værdital baseret på bilag 1 biomasser der anvendes som co-substrat og sammenligning med udnyttelseskraV	30
5.4 Resultater for værditals-estimerer for bioforgassede gødninger	31
5.5 Følsomhedsanalyse for mineraliseringsgrad i biogasreaktoren	36
5.6 Diskussion	38
6. KONKLUSIONER.....	39
LITTERATUR	41

FORORD

Nærværende projekt er finansieret af Miljøstyrelsen med henblik på at understøtte arbejdet med mere målrettet og differentieret miljøregulering af landbrugets gødningsanvendelse, herunder bioforgasset husdyrgødning og anden organisk gødning og biomasse. Projektet er gennemført parallelt og i samarbejde med projektet "Kvælstofudvaskning og øget gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse" udarbejdet af Peter Sørensen, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet.

Projektet belyser eksisterende viden om gødningsvirkning af husdyrgødninger og andre biomasser der anvendes i biogasanlæg. I rapporten gennemgås det faglige grundlag for de udnyttelseskrav, der eksisterer i dag til forskellige typer af organisk materiale, som spredes på landbrugsjord, og eksisterende viden om hvilke kemiske, fysiske og biologiske ændringer der sker med disse når de bioforgasses. Projektet skal tilvejebringe et bedre fundament for at fastsætte gødningsværdien og udnyttelseskrav i forbindelse med anvendelse af forskellige organiske affaldsfraktioner i biogasanlæg.

I projektet er der også udviklet en metode, som kan anvendes til at beregne af udnyttelsesprocenten på biomasser der behandles på biogasanlæg fremadrettet uden nødvendigvis at have gennemført et stort antal markforsøg, men udelukkende på basis af standard kemiske parametre i eksisterende typer organisk gødning.

Projektets relevans skal ses i lyset af "Ressourcestrategi" og "Affald 21", hvori der er lagt op til en betragtelig forøgelse af affaldsfraktionen, der skal gennemgå behandling i biogasanlæg, og dermed genanvendes på landbrugsjord hvor affaldets næringsstofindhold kan udnyttes, hvilket ikke sker ved affaldsforbrænding i dag. På længere sigt er målsætningen, at alle organiske affaldsfraktioner, der kvalitetsmæssigt lever op til slambekendtgørelsens krav, skal afsættes til jordbrugsformål – gerne med forudgående bioforgasning. Målsætning om genanvendelse af næringsstoffer i organisk affald er nærmere beskrevet i ressourcestrategien "Danmark uden affald".

Institut for Plante- og Miljøvidenskab ved Københavns Universitet ved undertegnede har været ansvarlig for den overordnede gennemførelse og afrapportering af nærværende projekt.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe bestående af:

- Peter Sørensen og Christen Duus Børgesen, Aarhus Universitet
- Bodil Harder, Energistyrelsen
- Wibke Christel, Nikolaj Ludvigsen og Linda Bagge, Miljøstyrelsen
- Anders Fredenslund, Naturstyrelsen, Biogas Rejsehold
- NaturErhvervstyrelsen, Kontaktperson: Jakob Møgelvang
- Erik Kolding, Skive Kommune
- Brian Daniel Bak, Holstebro Kommune
- Eva Folke, Tønder Kommune
- Torben Ravn Pedersen, Landbo-Limfjord
- Torkild Birkmose, AgroTech (nu SEGES)

Undertegnede takker for et godt samarbejde med medlemmerne af følgegruppen.

Lars Stoumann Jensen
Professor i Jordfrugtbarhed og Recirkulering af Affaldsressourcer
Københavns Universitet

SAMMENDRAG OG KONKLUSIONER

Dette projekt har haft til formål at tilvejebringe et bedre fundament for at fastsætte den reelle kvælstof (N) gødningsværdi i forbindelse med udnyttelsen af forskellige organiske affaldsfraktioner i biogasanlæg. Rapporten beskriver det faglige grundlag for de udnyttelseskrav, der eksisterer i dag til forskellige typer af organisk materiale, som spredes på landbrugsjord, samt gennemgår eksisterende viden om N gødningsværdi for de biomasser der kan anvendes i biogasanlæg og som der på nuværende tidspunkt ikke er fastsat specifikke udnyttelseskrav til. Der er på denne baggrund opstillet en beregningsmetode, baseret på den kemiske sammensætning, for N gødningsværdien og dermed kan der på basis af dette fastsættes realistiske N udnyttelsesprocenter på biomasser der behandles på biogasanlæg fremadrettet, uden nødvendigvis at have gennemført et stort antal markforsøg.

Litteraturgennemgang af et stort antal markforsøg med husdyrgødning og digestater viser at det potentielle værdital i tilførselsåret, dvs. værditallet ved absolut minimale N tab til miljøet, kan estimeres tilnærmelsesvist ud fra ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) andelen af total N i den tilførte organiske gødning, såfremt denne er over 50%. Eftervirkning af det organiske N i husdyrgødning og digestat er generelt lille, men akkumuleres over årene, og vil typisk over en 10 årig periode være i størrelsesordenen 5-8 % af det oprindeligt tilførte total N. Et estimat for det potentielle værdital, der reelt vil kunne opnås ved best-practice i alle led af udbringning og afgrødeudnyttelse, f.eks. nedfældning på sort jord til en vårafgrøde med middel til lang vækstsæson, kan beregnes som summen af målt eller beregnet $\text{NH}_4\text{-N}$ andel (%) og de første 10 års eftervirkning (% af tilført tot-N). Det estimerede potentielle værdital for en gennemsnits svinegylle er 81 %, mens det for kvæggylle er lavere, 70 %. Ved udbringning med slangeudlægning på jordoverfladen i foråret i en voksende afgrøde (f.eks. vinterhvede) vil det reelle værdital reduceres med ca. 10 % enheder i forhold til det potentielle værdital ved en ammonium-andel på 90 %, men mere ved en lavere $\text{NH}_4\text{-N}$ andel, som f.eks. i kvæggylle. De nuværende lovgivningsmæssige udnyttelseskrav til N i husdyrgødning (svinegylle 75 %, kvæggylle 70 %) er kun få % enheder under eller lig med eller de estimerede potentielle værdital, og vil derfor i de fleste tilfælde kun kunne opnås ved udbringning med nedfældning eller anden lav-emissions teknik.

Ved bioforgasning af forskellige biomasser indikerer en gennemgang af litteraturen at andelen af organisk N der mineraliseres typisk er i størrelsesordenen omkring 40 %, men kan variere betydeligt, og afhænger til dels af nedbrydningen og omdannelsen af biomassens organiske stof (VS) til biogas. For kvæggødning indikerer en del data, at N mineraliseringsgraden er lavere, 20-30 %, mens der for let omsættelige biomasser, som f.eks. energiafgrøder og husholdningsaffald, er indikationer på op til 70 %. Datagrundlaget for sidstnævnte er dog tyndt og derfor behæftet med stor usikkerhed. Der er på denne baggrund opstillet en simpel beregningsmetode for N mineralisering, når der bioforgasses gylle blandet med op til 25 % (på tør- eller vådvægtsbasis) af de biomasser der normalt indgår som co-substrater. N mineraliseringsgraden er for kvæggødninger sat til 25 %, for alle andre 40 %. Beregningsmodellen estimerer endvidere eftervirkning af det organiske N i digestatet og beregner ud fra $\text{NH}_4\text{-N}$ andel og eftervirkning, et estimat for det potentielle værdital.

Bioforgasning øger det potentielle værdital for såvel ren svinegylle som kvæggylle med ca. 8 % enheder i forhold til ubehandlet gylle. Forskellen mellem potentielt værdital og det nuværende udnyttelseskrav øges derfor til 14 % og 8 % enheder for svine- henholdsvis kvæggylle digestat (gns. 11 % enheder for en blanding). Når der anvendes bilag 1 biomasser som co-substrat bliver det potentielle værdital i gennemsnit kun ca. 12-13 % enheder højere end vægtet udnyttelseskrav, og det er relativt upåvirket af gylle:biomasse blandingsforholdet (25 % på tørstof eller friskvægt basis). Denne øgning er altså af samme størrelsesorden (8-10 % enheder) som for den rene gylle. For biomasser med et højt tørstof og N indhold (f.eks. dybstrøelse eller fiskemel), vil en indblanding af 25 % på vådvægtsbasis resultere i en større forskel på potentielt værdital og vægtet udnyttelseskrav, 15-18 % enheder. Ved overfladeudbringning vil det reelle værdital dog blive tilsvarende mindre, pga. af det højere tørstofindhold og lavere $\text{NH}_4\text{-N}$ andel i digestatet. For biomasser med meget lavt eller helt uden udnyttelseskrav (f.eks. halm, have-park affald, tang) resulterer dette også i en stor forskel på potentielt værdital og vægtet udnyttelseskrav, 22-26 % enheder. Variation af N mineraliseringsgraden fra 20-70 % har dog stor indflydelse på den beregnede $\text{NH}_4\text{-N}$ andel og dermed det potentielle værdital af digestatet. Øges

mineraliseringsgraden til 70 %, resulterer det i en høj differens mellem potentielt værdital og udnyttelseskrav, 22-27 % enheder i gennemsnit.

På baggrund af denne rapport's faglige analyse med foreliggende data er der ikke grundlag for at øge udnyttelseskravene generelt for bilag 1 biomasser; det potentielle værdital øges med 8-10 % enheder ved bioforgasning for såvel gylle som biomasser (differens til udnyttelseskrav på 12-13 % enheder), og kan kun reelt opnås med best-practice udbringningsteknikker (der ikke er mulig i alle afgrøder). Standard udnyttelseskravet på 40 % for biomasser svarer godt til denne rapport's vurdering af N mineraliseringsgraden på 40 % af organisk N under bioforgasning. Det virker derfor uhensigtsmæssigt at nogle biomasser har et udnyttelseskrav på 0 eller 10 %; udnyttelseskravet bør i stedet for sættes til minimum 40 % for alle biomasser. Der kan også være behov for at kigge nærmere på meget N-rige biomasser, hvor bioforgasning typisk resulterer i noget højere potentielt værdital.

Projektet har dog også afdækket at der er mangel på mere solide data omkring N mineraliseringsgraden under bioforgasningen af forskellige biomasser. Da denne er vist at have afgørende betydning for $\text{NH}_4\text{-N}$ andel, eftervirkning og dermed potentielt værdital, bør det i fremtidige undersøgelser og forsøg sikres at der skabes et bedre datagrundlag på dette for de forskellige biomasser.

SUMMARY AND CONCLUSIONS

This project was intended to provide a better foundation for determining the actual nitrogen (N) fertiliser value when various organic waste fractions are used as co-substrates in biogas plants. The report describes the scientific basis for the minimum N utilization requirements present in Danish environmental regulations for different types of organic material that is spread on farmland and it reviews existing knowledge of N fertiliser value of the biomasses that can be used in biogas plants but for which there are no specific utilization requirements. Based on this, an algorithm has been established for calculating the N fertiliser value from the chemical composition of the manure or digestate; with this algorithm, realistic N fertiliser values can be estimated for biomass processed in biogas plants in the future, without necessarily having to carry out a large number of field trials.

A literature review of a large number of field trials with manures and digestates shows that the potential first year fertiliser value, i.e. with absolute minimum N losses to the environment, can be estimated approximately from the ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) share of total N in the organic fertiliser applied; provided that the ammonium share is above 50%. Residual value of the organic N in manure and digestate is generally small, but accumulates over the years, and typically over a 10 year period will be in the order of 5-8% of the initial applied amount of total N. An estimate of the potential fertiliser value (i.e. achievable only by best practice in all aspects of application and crop utilization, e.g. injection into bare soil preceding a spring sown crop with medium to long growing season), can be calculated as the sum of the measured or calculated $\text{NH}_4\text{-N}$ share (%) and the residual effect in first 10 years after impact (% of supplied tot-N). The estimated potential fertiliser value for an average pig slurry is 81%, while for cattle manure is lower, 70%. By application of the slurry with trailing hoses on the soil surface in a growing crop in the spring (eg. winter wheat), the actual fertiliser value will be reduced by approximately 10% units in relation to the potential fertiliser value at an ammonium share of 90%, but the reduction will be higher at a lower $\text{NH}_4\text{-N}$ share, e.g. in cattle slurry. The current regulatory minimum N utilization requirements for animal slurries (pig slurry 75%, cattle slurry 70%) is only a few% units below or equal to the estimated potential fertiliser value, and will in most cases only be achievable with application by injection or other low- emission technique.

During anaerobic digestion of various biomasses in a biogas plant, a review of the literature indicates that the proportion of organic N which is mineralized will typically be in the order of about 40%, but this can vary considerably and depends to some extent on the degradation of organic matter (VS) in the biomass and conversion to biomethane. For cattle manures, literature data indicate that the N mineralization during the biogas process is lower, only 20-30%, while for more easily degradable biomasses, such as energy crops and household waste, there are indications of up to 70% N mineralization, but data for the latter is scarce and uncertain though. On this basis, a simple calculation algorithm has been established for N mineralization when manure is anaerobically digested in a biogas reactor mixed with up to 25%

(on either a dry or wet weight basis) of the biomass normally included as co-substrates. N mineralization for cattle manures is set at 25%, while for all other manures and biomasses it is set at 40%. The calculation algorithm also estimates the residual effect of the organic N, and the sum of $\text{NH}_4\text{-N}$ share and the residual effect then provides an estimate for the potential fertiliser value.

Anaerobic digestion increases the potential fertiliser value for both pure pig and cattle slurry with about 8% units compared to untreated slurry. The difference between potential fertiliser value and the current utilization requirements is therefore increased to 14% and 8% units for pig and cattle slurry digestate, respectively (avg. 11% units for a mixture). For Annex 1 biomasses used as a co-substrate the potential fertiliser value is on average only about 12-13% points higher than the weighted utilization requirements, and it is relatively unaffected by the manure to biomass proportion (as illustrated by 25% mixing ration based on either the dry or fresh weight basis). This increase is generally of the same order of magnitude (8-10% units) as for the pure slurries. For biomass with a high dry matter and N content (eg. deep litter or fishmeal), an mixing ratio of 25% on a wet weight basis results in a greater difference in potential fertiliser value and weighted utilization requirements, 15-18% units. By surface application, the actual fertiliser value will however be correspondingly smaller, due to the higher dry matter content. For biomass with very low or no utilization requirements (eg. Straw, garden-park waste, seaweed) this also results in a big difference in potential fertiliser value and weighted utilization requirements, 22-26% units. However, variation of the N mineralization during the biogas process from 20-70% has a great influence on the calculated $\text{NH}_4\text{-N}$ proportion and thus the potential fertiliser value of the digestate. If mineralization is increased to 70%, it results in a high difference between potential fertiliser value and utilization requirements, on average 22-27% units.

On the basis of the current analysis with available data, it is concluded that there is no factual arguments for increasing the general utilization requirements for Annex 1 biomass; the potential fertiliser value is increased by 8-10% units during anaerobic digestion of manure as well as biomass (difference to utilization requirements of 12-13% units), and can only be effectively achieved with best practice application techniques (which is not possible in all crops). The current default utilization requirement of 40% for biomasses with scarce data corresponds well with this report's review analysis that N mineralization is around 40% of organic N during anaerobic digestion. However, it therefore seems inappropriate that some biomasses in Annex 1 have a utilization requirement as low as 0 or 10%; utilization requirement should instead be set to a minimum of 40% for all biomass used as co-substrate. There may also be a need to look more closely at very N-rich biomasses, where biogasification typically results in somewhat higher potential fertiliser value.

The project has also revealed that there is a lack of more solid data about N mineralization during biogasification of different biomasses. As this is shown to be crucial for the $\text{NH}_4\text{-N}$ share and the residual effect and thus the potential fertiliser value, future studies and trials should ensure to create more solid data on this for the different biomasses, in order to improve estimates of fertiliser value.

1. BAGGRUND OG FORMÅL

Dette afsnit bygger i al væsentlighed på den oprindelige formulering af projektbeskrivelse, "Udvikling af beregningsmodel til bestemmelse af udnyttelsesprocent på biomasser til biogasanlæg" som er aftalt mellem Miljøstyrelsen og KU.

Projektets baggrund

Udnyttelsesprocenten¹ som det organiske affald indgår med i beregningen af det samlede kvælstof (N) udnyttelseskrav for bioforgasset affald er i dag typisk sat til 40%, idet der ikke har været videnskabeligt grundlag for at differentiere på forskellige typer af affald frem til nu. Det må imidlertid antages, at der kan være betydelige forskelle på den reelle udnyttelsesprocent afhængig af affaldstypens karakter.

I forbindelse med gennemførsel af regeringens affaldsstrategi og øvrige initiativer på området, skal der afgasses betydeligt større mængde affald fra forskellige sektorer. Derfor er der behov for at undersøge, hvordan de forskellige affaldstyper kan forventes at påvirke den samlede udnyttelsesprocent af det bioforgassede materiale.

Projektet formål

Projektet skal tilvejebringe et bedre fundament for at fastsætte den reelle gødningsværdi² i forbindelse med udnyttelsen af forskellige organiske affaldsfraktioner i biogasanlæg.

Projektet har til formål at beskrive det faglige grundlag for de udnyttelseskrav, der eksisterer i dag til forskellige typer af organisk materiale, som spredes på landbrugsjord, samt at beskrive eksisterende viden om gødningsværdi for de biomasser, der fremgår af bilag 1, og som der på nuværende tidspunkt ikke er fastsat udnyttelseskrav til.

Det er ønsket, at der på denne baggrund udvikles en metode, som kan anvendes til at beregne kvælstof gødningsværdien og dermed kunne fastsætte realistiske kvælstof udnyttelsesprocenter på biomasser der behandles på biogasanlæg fremadrettet uden nødvendigvis at have gennemført et stort antal markforsøg.

Metoden er udviklet på baggrund af en undersøgelse af den kemiske sammensætning i eksisterende typer organisk gødning, kombineret med den foreliggende dokumentation for gødningsværdi for f.eks. svine- og kvæggylle.

¹ **Udnyttelsesprocent** (eller udnyttelseskravet): Procentdel af kvælstofindholdet i den organiske biomasse, der som minimum skal medregnes i gødningsregnskabet f.eks. 70 % for kvæggylle og 75 % for svinegylle, og den bør ideelt set afspejle gødningseffekten (se ²). 100 kg N som udbragt kvæggylle skal derfor indregnes i gødningsregnskabet med 70 kg N. Jo lavere udnyttelseskrav, jo mere handelsgødning må der anvendes. Udnyttelsesprocenten for afgasset biomasse fastsættes som et gennemsnit af input. Hvis 25 % af input er affald og 75 % er kvæggylle bliver udnyttelseskravet derfor 62,5 %. Markforsøg viser dog, at afgasset gylle reelt har en markeffekt der er væsentligt forbedret

² **Gødningsværdi/-effekt:** Angiver i hvor høj grad en given husdyrgødning, eller organisk affald der anvendes som gødning, reelt kan forsyne en afgrøde med næringsstoffer. Opgøres som oftest i forhold til en referencegødning, typisk uorganisk handelsgødning, i et-årige dyrkningsforsøg og gødningsværdien angives som et værdital i %, der angiver hvor stor en del af gødningens/affaldets N indhold der kan erstatte handelsgødningens N. Den reelle gødningsværdi af husdyrgødning kan i praksis sagtens blive højere end udnyttelseskravet (f.eks. ved optimal udbringningsteknik eller bioforgasning), i så fald har landmanden en fordel af at have mere plantetilgængeligt N til rådighed end hvis han kun gødte med handelsgødning; men gødningsværdien kan også være lavere (f.eks. ved stor nedbør efter udbringning) – i så fald er landmanden dårligere stillet end hvis han brugte handelsgødning.

Projektets leverancer

Projektet undersøger sammenhængen imellem den kemiske sammensætning og den gødningsværdi som er fundet ved markforsøg med den organiske gødning. Formålet er at vurdere, om det er muligt at opstille modeller for gødningsværdien baseret på parametre som f.eks. C/N forhold, tørstofprocent, ammoniumindhold eller andre forhold, som viser sig at have betydning ved gennemgangen af eksisterende viden.

På baggrund af disse data er der opstillet en model for dels at forudsige biogasprocessens indflydelse på de væsentligste parametre af betydning for den potentielle gødningsværdi af den afgassede organiske biomasse i et biogasanlæg, samt en beregningsmåde for at estimere den reelle gødningsværdi i følgende dyrkningssituationer:

- nedbragt i jorden i foråret inden en vårafgrøde, og
- overfladeudbragt med slæbeslanger i en voksende kornafgrøde i foråret

Den udviklede beregningsmodel anvendes til at estimere reel gødningsværdi og kan dermed danne grundlag for at vurdere niveauet for udnyttelseskravet til de i Bilag 1 angivne biomasser.

Modellerne skal anvendes til at vurdere om der skal fastsætte et mere fagligt korrekt udnyttelseskrav end de nuværende 40% for de biomasser der normalt ikke anvendes som gødning, uden at der nødvendigvis skal gennemføres markforsøg for at fastlægge gødningsværdi.

Det har ikke været muligt at foretage en beregning af usikkerheden for gødningsværdien, men der er givet en vurdering. Endelig er det også vurderet om beregningsmodellen giver mulighed for at definere klasser med intervaller af udnyttelseskrav, som de nuværende og evt. nye biomasser kan placeres i.

Bilag 1. Biomasser til biogasanlæg, indberetningskategorier til Leverandørregistret i 2015.

Biomasser	Nærmere angivelse af typen af biomasse	Lovpl. udnyttelseskrav
Afgassede energiafgrøder:		(%)
Majs	Kolber/helsæd	40%
Roer	Rod/helsæd	40%
Korn	Kerner/helsæd	40%
Græs	Helsæd fra konventionelle arealer i omdrift	40%
Kløvergræs	Helsæd fra konventionelle arealer i omdrift – økologiske arealer undtaget	40%
Jordskokker	Rod/helsæd	40%
Husdyrgødning		
Fiberfraktion (tørstof% <X)*	Fiberfraktion fra separeret husdyrgødning -	Producent*
Fiberfraktion (tørstof% >X)*	- opdelt ift. tørstof%, hvis muligt, da det er afgørende for udnyttelsesprocenten	Producent*
Væskefraktion	Væskefraktion fra separeret husdyrgødning	85%
Afgasset husdyrgødning	75% husdyrgødning, 25% Andet organisk materiale	Vægtet**
Anden husdyrgødning	Ikke defineret	-
Andre biomasser		
Slam og spildevand fra virksomheder	Med undtagelser af kartoffelfrugtsaft og pressesaft fra grøntpillefabrikation, omfatter spildevandsslam følgende kategorier fra bilag 1 til Slambekendtgørelsen/ Den ny bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål: A) Slam og spildevand samt uforurenede produktrester fra forarbejdning af vegetabiliske råvarer samt slam og spildevand fra mejerier. B) Slam fra dambrug: i) Slam fra ferskvandsdambrug og slam og spildevand fra recirkulerede anlæg til fiskeopdræt. ii) Slam fra indpumpningsdambrug. C) Slam fra forarbejdning af animalske råvarer: i) Slam og flotationsfedt fra renseanlæg på slagterier og opskæringsvirksomheder opsamlet efter at spildevandet har været underkastet en primær rensning ved afløbsriste eller sigte med åbninger eller maskevidde på højst 6 mm i udløbsenden af processen eller tilsvarende systemer, der sikrer, at højst 6 mm stores fast partikler i	45%

	spildevandet passerer, jf. biproduktforordningen. ii) Slam og flotationsfedt fra renseanlæg på levnedsmiddelvirksomheder andre end slagterier og opskæringsvirksomheder. iii) Slam og flotationsfedt fra rensningsanlæg på fiskeindustrier	
Spildevandsslam fra renseanlæg	E) Spildevandsslam: – Slam fra offentlige spildevandsanlæg. – Slam fra private rensningsanlæg til behandling af husspildevand	45%
Kildesorteret organisk dagrenovation	Kildesorteret organisk dagrenovation og dagrenovationslignende affald herunder madaffald fra storkøkkener indsamlet med organisk dagrenovation og madaffald fra institutioner	40%
Vinasse		40%
Kartoffelfrugtsaft		50%
Pressesaft fra grøntpilleproduktion		40%
Økologisk kløvergræs	Kløvergræs (helsæd) fra økologiske jordbrug	40%
Naturpleje biomasse	Græsset og anden biomasse fra naturarealer, der fremkommer ved naturpleje	40%
Halm	Halm fra korn, raps eller andre afgrøder	40%
Have-park affald	Have- og parkaffald omfatter græsafklip og andre plantedele fra kommunale arealer og private via genbrugsstationer.	40%
Restprodukter fra landbrug	Ikke halm, men andre kasserede afgrøde- eller foderrester fra landbrug	40%
Animalske biprodukter	Hele kroppe eller dele af dyr, animalske produkter eller andre produkter fra dyr, som ikke er bestemt til konsum, f.eks. blod, fedt, mælk og valle	40%
Organisk affald fra erhverv	Organisk affald fra erhverv som ikke er animalske biprodukter	40%
NovoGro	Restprodukter fra enzym- og insulinproduktion	40%
Tang fra strande		10%
Andet		40%

De organiske gødningsprodukter der skal medtages i gødningsregnskabet er:

- Produkter, som kategoriseres som affald i henhold til MIMs slambekendtgørelse, og som udbringes til jordbrugsformål, fx spildevandsslam
- Andre organiske produkter med et indhold af kvælstof på mere end 3 kg N pr. ton produkt
- Andre organiske produkter med et indhold af kvælstof på mere end 20 kg N pr. ton tørstof, selvom indholdet er mindre end 3 kg N pr. ton produkt.

*For det enkelte forarbejdningsanlæg gælder, at den totale mængde N i den forarbejdede husdyrgødning skal svare til den indgående totale mængde N. Ligeledes skal den andel der udnyttes, af den totale mængde N i forarbejdet husdyrgødning mindst svare til andelen, der skal udnyttes, af det indgående totale mængde N (§20 i bekendtgørelse om jordbrugets anvendelse af gødning i 2014/15 og om plantedække).

** Ved blandinger af husdyrgødning, forarbejdet husdyrgødning og anden organisk gødning end husdyrgødning, herunder afgasset biomasse, fastsættes den andel, der skal anvendes ved beregning af forbruget af kvælstof, som gennemsnittet af de fastsatte andele for de enkelte gødningstyper vægtes i forhold til den totale mængde kvælstof i gødningstyperne. For afgasset biomasse kan andelen dog fastsættes som andelen for svinegylle (§ 12, stk. 3 i lovbekendtgørelse nr. 415 af 3. maj 2011 om jordbrugets anvendelse af gødning og om plantedække)

2. FAGLIGT GRUNDLAG:

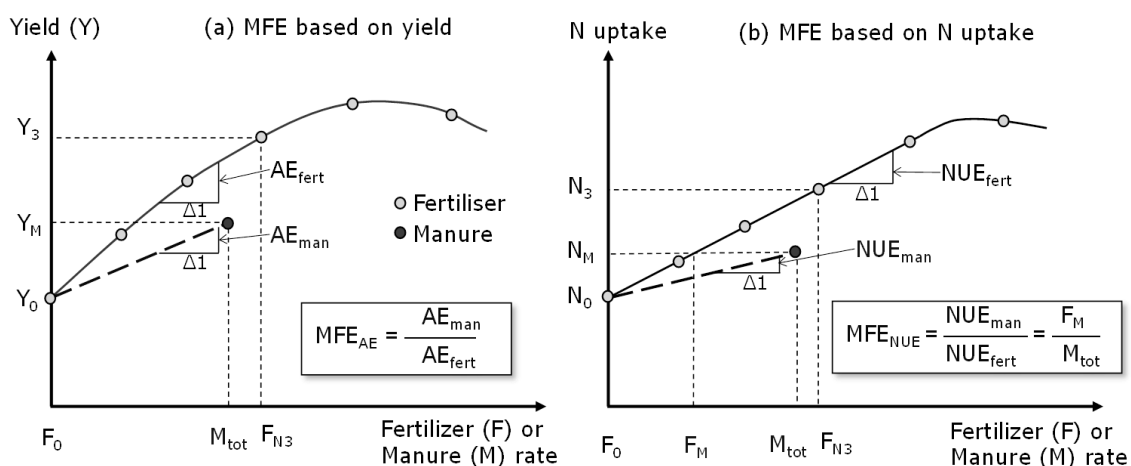
VÆRDITALS BESTEMMELSE OG FASTSÆTTELSE AF UDNYTTELSESKRAV FOR ORGANISKE GØDNINGER

Dette kapitel giver en kort faglig introduktion til og beskrivelse af principperne for bestemmelse af gødningsvirkning, såvel indenfor den dyrkningssæson hvor gødningen tilføres, dels på længere sigt i form af eftervirkning. Endelig introduceres og defineres udnyttelseskrevet som en vigtig parameter i de lovpligtige gødningsplaner og –regnskaber.

2.1 FØRSTEÅRS GØDNINGSVIRKNING AF EN ORGANISK GØDNING SAMMENLIGNET MED HANDELSGØDNING

Forskellige gødningers evne til at forsyne en afgrøde med næringsstoffer kan måles og beregnes på forskellige måder. Først og fremmest kan man opgøre den marginale effekt af at tilføre en given mængde næringsstof, f.eks. kvælstof (N), i en gødning på afgrødens respons i biomasseproduktion, høstbart udbytte eller optaget mængde næringsstof (se figur 2.1). Dette kan gøres for forskellige gødningsmidler, og kræver som minimum to niveauer af gødningstilførsel, f.eks. ingen tilførsel og en given mængde N, for at responsen kan beregnes. Som det fremgår af figur 2.1 kan man ud fra dette beregne **udnyttelseseffektiviteten**, enten udtrykt som ekstra udbytte per enhed N tilført (Agronomic Efficiency, **AE**, kg kerne eller udbytte per kg N tilført) eller N udnyttelseseffektiviteten (**NUE**, kg N optaget i kerne, det høstede udbytte eller hele planten per kg N tilført eller blot%).

Såvel AE som NUE varierer mellem gødningsmidler, men også mellem afgrøder, jordtyper, klima, år osv. Ønsker man derfor at udtrykke et organisk gødningsmiddels virkning, vil det derfor ofte være hensigtsmæssigt at udtrykke det i forhold til en reference, f.eks. en standard handelsgødning, anvendt under de samme forhold. Dette kan gøres ud fra forsøg hvor der indgår såvel reference gødrede som organisk gødrede behandlinger. Den organiske gødningens relative virkning kan på basis af sådanne forsøgsdata beregnes som forholdet mellem den organiske gødningens og referencegødningens udnyttelseseffektiviteter (AE eller NUE, figur 2.1) – dette betegnes som oftest **Værditallet**, men udtryk som 'gødningseffekt' eller lidt misvisende 'udnyttelse' anvendes også. På engelsk bruges udtryk som **Mineral Fertiliser Equivalent (MFE)** eller **Fertiliser Replacement Value (FRV)**. Enheden er % og værditallet **angiver altså hvor mange kg handelsgødningens N, som 100 kg total N i den organiske gødning kan erstatte**.

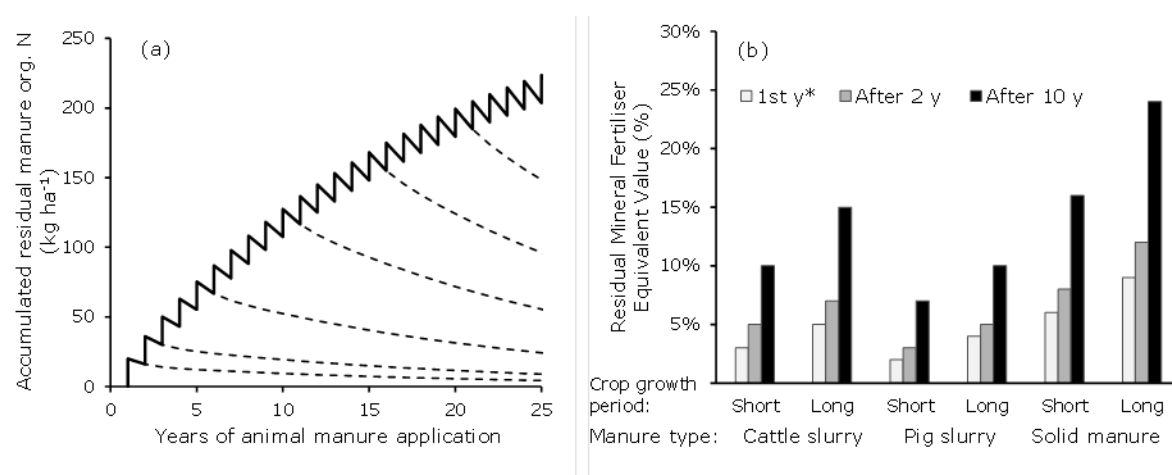


Figur 2.1 Illustration af princippet for bestemmelse af organiske gødningers værdital (Mineral Fertiliser Equivalent value, MFE), baseret afgrødens respons på tilført N målt enten (a) udbytte eller (b) N optag. Forsøget skal omfatte flere niveauer af tilført uorganisk gødningens N som reference (N rater fra nulbehandlingen F_0 til F_x) og mindst et niveau af organisk gødning med et total N indhold på M_{tot} . (efter Jensen, 2013)

Som det fremgår af figur 2.1 vil responskurven for udbytte ofte være konkav, hvorimod den for N optag er mere lineær over et bredere interval, hvorfor det estimerede værdital på grundlag af denne vil være langt mindre følsom for tilført N niveau. Markforsøgsmæssigt betyder det, at man kan nøjes med færre behandlinger, f.eks. nogle få niveauer af referencen (inkl. ingen tilførsel) og ét enkelt niveau af den organiske gødning. Værdital for organiske gødninger vil derfor som oftest i praksis være bestemt ud fra afgrødens N optag, selvom afgrødens udbytte som oftest er det økonomisk mest interessante for landmanden. Dette gælder også for de utallige danske Landsforsøg med bestemmelse af værdital for forskellige husdyrgødningstyper, udbringningsteknikker etc. som er gennemført i de sidste 25 år. De fleste danske forskningsundersøgelser på området er også baseret på dette princip, dog i flere tilfælde med en anvendelse af ^{15}N -isotop mærkning for bestemmelse af NUE for henholdsvis organisk og reference gødning (fx Sørensen, 2004).

2.2 EFTERVIRKNING AF FORSKELLIGE TYPER ORGANISKE GØDNINGER

Værditallet for en organisk gødning udtrykker normalt kun effekten i det vækstår gødningen tilføres. For alle gødninger, men for organiske gødninger i særdeleshed, vil der dog også være en vis effekt på næringsstofforsyningen i de efterfølgende år, pga. langsom frigivelse (netto-mineralisering) af de organisk bundne næringsstoffer, især for N, men også for S og P, efterhånden som det organiske gødningsmateriale nedbrydes af jordbundens mikroorganismer.



Figur 2.2. Model-beregnet (a) akkumuleret residual af organisk N akkumuleret fra årlige tilførsler af f.eks. husdyrgødning (fuldt optrukket linie) til jorden over 30 år; årlig tilførsel på 100 kg total N ha⁻¹ i svine gylle (25% org. N). Stiplede linier indikerer nedbrydning af det akkumulerede organiske N efter 1., 2., 5., 10., 15. og 20. år, og (b) estimerede værdital (i% af årlig total N tilførsel i husdyrgødning) efter 1, 2 eller 10 års gentagen tilførsel af forskellige typer husdyrgødning, til afgrøder med enten kort eller lang vækstsæson (se tekst). Solid manure: fast staldgødning og dybstrøelse. *: effekt i året efter tilførsel, det første år med eftervirkning. Data baseret på principperne i Sørensen et al. (2002) og Schröder et al. (2013). Figur-kilde: Jensen (2013).

Selvom denne eftervirkning af en enkel tilførsel organisk gødning er lille, så vil en gentagen tilførsel gennem flere år resultere i en akkumuleret eftervirkning der kan være ganske betydelig, som det er illustreret i figur 2.2. Der opbygges gradvist en residual-pulje af organisk N, hvis størrelse afhænger både af antal år, mængde og type af husdyrgødning; således vil husdyrgødningstyper med højt indhold af organisk N, såsom fast staldgødning og dybstrøelse bidrage mere til residual-puljen.

Denne pulje netto-mineraliserer N, der enten kan udnyttes af afgrøderne eller alternativt tabes til miljøet ved især udvaskning, såfremt det er til stede eller frigives på tidspunkter hvor der ingen plantevækst er. Derfor afhænger værditallet af denne eftervirkning ikke kun af husdyrgødningstypen, men også af om afgrøden har en kort eller lang vækstsæson. I figur 2.2 er det antaget at afgrøder med kort vækstsæson (f.eks. vårkorn, som typisk kun vokser og optager N i 8-10 uger), kun kan udnytte 50% af det residual N der mineraliserer på et helt år, mens afgrøder med lang vækstsæson

(f.eks. majs eller roer, der vokser og optager N i 10-16 uger) tilsvarende kan udnytte 75% af det N der mineraliserer på et helt år.

Som det fremgår af figuren, så betyder dette, at værditallet for eftervirkning efter 10 års tilførsel af forskellige husdyrgødningstyper kan variere betydeligt, fra nogle få% i svinegylle til vårkorn og op til 25% i faste husdyrgødninger til majs eller roer.

Den samlede effekt af en given organisk gødning vil derfor være summen af værditallet for førsteårvirkningen og værditallet for eftervirkningen i de følgende år. For gødninger med en høj andel af uorganisk N (rå svinegylle, væskefraktion fra separation, bioforgassede materialer) vil værditallet for førsteårvirkningen dog typisk være dominerende.

2.3 UDNYTTELSESKRAV TIL ORGANISKE GØDNINGER

I henhold til den danske lovpligtige regulering af gødningsanvendelse, skal jordbrugere medregne forbruget af kvælstof (N) i husdyrgødning med nærmere fastsatte andele ved udarbejdelse af det årlige gødningsregnskab til opfyldelse af kravene om de obligatoriske sædskifte- og gødningsplaner (Naturerhvervsstyrelsen, 2014: Vejledning om gødsknings- og harmoniregler).

Dette kaldes populært udnyttelseskravet for kvælstof i husdyrgødning, men kan mere præcist betegnes som et substitutionskrav, da det specificerer hvilken andel af N i husdyrgødning der direkte substituerer N i handelsgødning ved opfyldelse af afgrødens N behov, og dermed skal reducere tilførslen af handelsgødning (Petersen & Sørensen, 2008).

Udnyttelseskravene for de forskellige typer af husdyrgødning er historisk fastsat med udgangspunkt i den til de forskellige tidspunkter eksisterende viden om og forsøgsmæssige data for opnåelige værdital for førsteårvirkning med de tilgængelige udbringningsteknikker. Frem til sidst 1990'erne var der separate udnyttelseskrav for førsteårvirkning og eftervirkning, men derefter besluttede man at lægge de to sammen for at forsimple beregninger og datakrav, således at **de nuværende udnyttelseskrav repræsenterer minimum samlet værdital for førsteårvirkning og akkumuleret eftervirkning**, som skal indregnes i substitution af handelsgødning. Rationalet er, at tilføres der husdyrgødning eller anden organisk gødning til et areal, så vil det efter al sandsynlighed også have modtaget sådanne gødninger i nogenlunde samme mængder og hyppighed de foregående år, og derfor kan det retfærdiggøres at betragte dem under et.

Når man som i denne rapport ønsker at sammenligne de lovgivnings- eller bekendtgørelses-mæssigt fastsatte udnyttelseskrav med forsøgs- eller beregningsmæssigt bestemte værdital er det derfor vigtigt at tage højde for om både førsteårvirkning og akkumuleret eftervirkning er inddraget i værditallet. Som nævnt i foregående afsnit, så vil det dog for organiske gødninger med en høj andel af uorganisk N være sådan at førsteårvirkningen vil være dominerende i det samlede værdital.

3. LITTERATUR-REVIEW:

VÆRDITAL FOR HUSDYRGØDNING OG ANDRE BIOMASSER

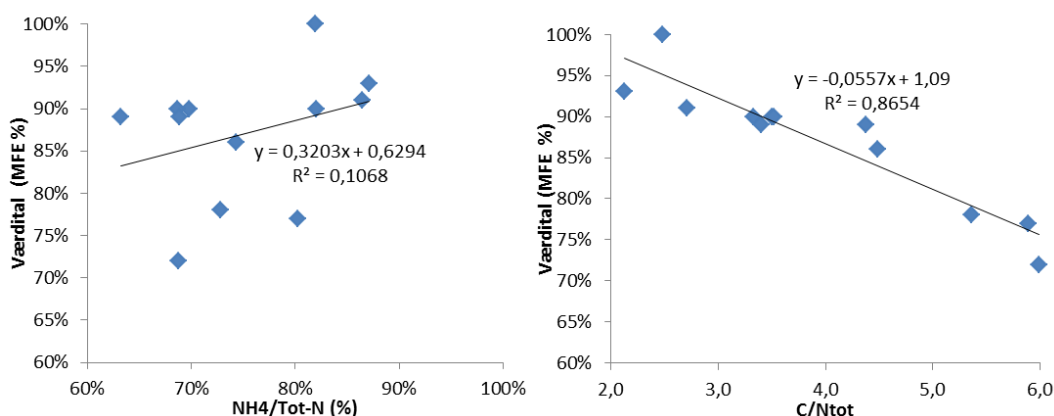
Dette kapitel opsummerer eksisterende viden om hvilke karakteristika ved husdyrgødning og andre biomasser der har indflydelse på deres førsteårs N virkning på afgrøden, baseret på forsknings- og forsøgsmæssige undersøgelser med bestemmelse af værdital fra de senere år.

3.1 HUSDYRGØDNING OG FRAKTIONER FRA HUSDYRGØDNING

Svinegylle

Svinegylle har som oftest en relativ høj andel af uorganisk N ($\text{NH}_4\text{-N}/\text{total-N}$), typisk 70-80% af total-N er på ammonium form. Forudsat at udbringningstab i form af ammoniak-fordampning kan minimeres, f.eks. ved direkte nedfældning i sort jord før såning af vårbyg, kan der derfor forventes relativt høje værdital for førsteårsvirkningen, tæt på det der må betragtes som det potentielle maximum.

Dette bekræfter data i figur 3.1 da også, hvor der er fundet værdital mellem godt 70% og optil næsten 100%, i de fleste tilfælde er værditalle endog noget højere end andelen af $\text{NH}_4\text{-N}$. Der er en svag positiv sammenhæng med $\text{NH}_4\text{-N}/\text{total-N}$, men en stærkere negativ korrelation med C/N-tot. Sidstnævnte indikerer at udover det umiddelbart tilgængelige $\text{NH}_4\text{-N}$, så spiller også det organiske materiales nedbrydelighed og omsætning en rolle ved at immobilisere uorganisk N og dermed reducere den tilgængelige uorganiske pulje for afgrøden (Sørensen and Fernandez, 2003).

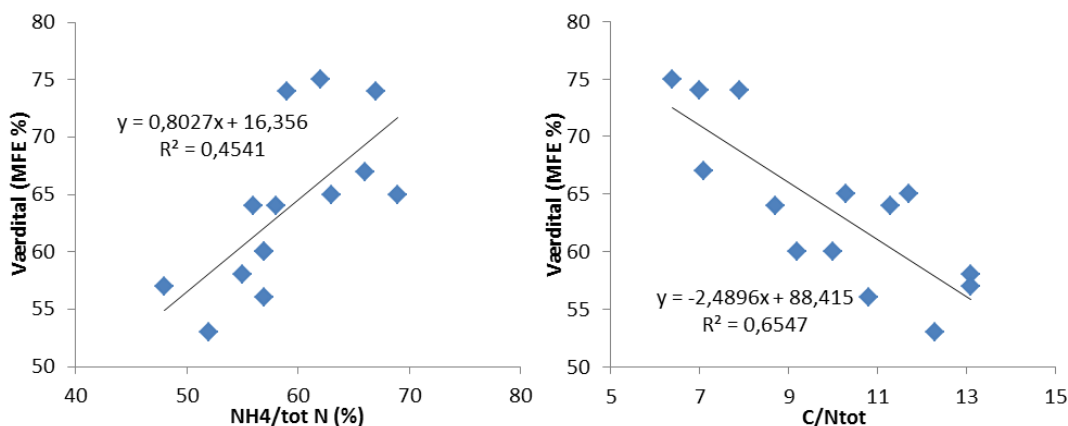


Figur 3.1 Værdital for forskellige svine-gyller (produceret ved forskellige diæter med forskelligt fiber og protein-indhold), nedfældet i sort jord til vårbyg i DK, som funktion af andelen af ammonium N ($\text{NH}_4\text{-N}/\text{total-N}$, venstre) og C/N-ratio (C/Ntot, højre) af de forskellige gyller (Sørensen and Fernandez, 2003).

Kvæggylle

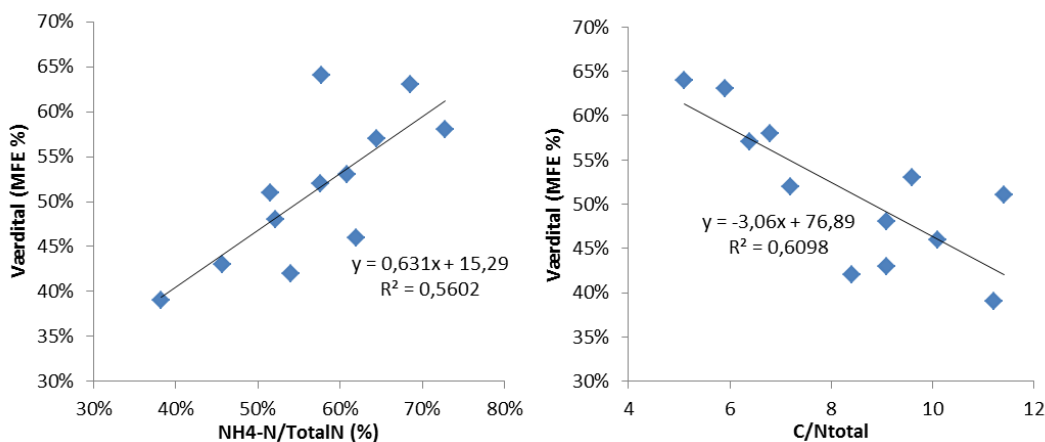
I kvæggylle observeres der som oftest en noget lavere andel af $\text{NH}_4\text{-N}$ end i svinegylle, typisk er kun 50-60% af total-N er på ammonium form. Under samme forudsætninger som før, vil der derfor forventes noget lavere potentielle værdital for kvæggylle end for svinegylle.

I en dansk undersøgelse af forskellige kvæggyller produceret ved forskellige grovfoder diæter, nedfældet i sort jord til vårbyg i DK, er der fundet værdital mellem godt 50% og 75% (Figur 3.2), hvilket er stort set det samme interval som andelen af $\text{NH}_4\text{-N}$ i disse kvæggyller, og der er en moderat positiv korrelation mellem disse parametre. Som for svinegylle fandtes også en vis negativ korrelation mellem værdital og C/N-tot, hvilket indikerer at også for kvæggylle spiller det organiske materiales nedbrydelighed og omsætning en rolle for værditallet. Det fremgår dog også at de to forklarende variable ($\text{NH}_4\text{-N}$ andel og C/N-tot) er tæt korrelerede, så derfor er det formodentlig $\text{NH}_4\text{-N}$ andelen der er den mest afgørende og det potentielle værdital kan tilnærmes med $\text{NH}_4\text{-N}$ andelen (Sørensen, Weisbjerg og Lund, 2003).



Figur 3.2 Værdital for forskellige kvæg-gyller (produceret ved forskellige grovfoder diæter), nedfældet i sort jord til vårbyg i DK, som funktion af andelen af ammonium N (NH₄-N/total-N, venstre) og C/N-ratio (C/Ntot, højre) af de forskellige gyller (Sørensen, Weisbjerg og Lund, 2003).

Disse resultater bekræftes af en hollandsk undersøgelse, hvor værditallet i modsætning til det danske studie er bestemt i græsmarks-udbytte, hvortil gyllen er nedfældet, dels til et tidligt, dels et sommerslæt i græsmarker af forskellig alder (figur 3.3). Også her der fundet en positiv korrelation mellem værdital og andelen af NH₄-N og en negativ korrelation med C/N-tot (Reijs et al., 2007). I dette studie ligger C/N-tot ratioen i nogenlunde samme interval (5-12) som i det danske studie (6-13), men også her er NH₄-N andel og C/N-tot korrelerede. Det kan derfor samstemmende konkluderes at det potentielle værdital kan tilnærmes med NH₄-N andelen.



Figur 3.3 Værdital for forskellige kvæg-gyller (produceret ved forskellige grovfoder diæter), nedfældet i græsmarker i Holland (hvert punkt gennemsnit af data fra 2 tidspunkter, marts og maj, i henh. en flerårig og en vedværende græsmark), som funktion af andelen af ammonium N (NH₄-N/total-N, venstre) og C/N-ratio (C/Ntot, højre) af de forskellige gyller (Reijs et al., 2007)

Sammenfattende viser disse og andre forskning-baserede forsøg at der potentielt kan opnås relativt høje værdital for gylle, svarende til eller endda lidt over NH₄-N andelen, forudsat at tab kan minimeres.

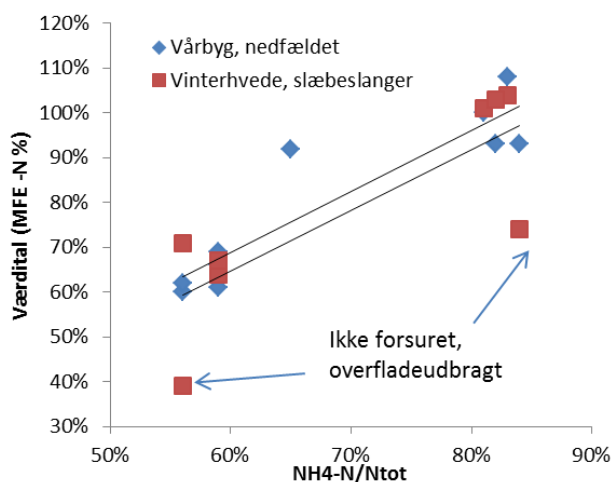
Resultater fra Landsforsøg bekræfter delvis dette, men viser imidlertid også, at udbringning af gylle i praksis ofte resulterer i væsentligt lavere værdital, netop fordi ammoniak- eller udvaskningstab ved den konkrete udbringning ikke kan begrænses pga. logistiske, klimatiske eller afgrødemæssige forhold.

Andre husdyrgødningstyper

Forsuret gylle

Forsuring af gylle med svovlsyre er i de seneste år blevet en mere og mere udbredt praksis på mange husdyrbrug. Denne udvikling er dog indtil videre kun sket i Danmark, hvor miljøregulering omkring husdyrbrug og krav om nedfældning, med forsuring som muligt alternativ, har været en stærk faktor for udviklingen, hvilket ikke i samme grad har været tilfældet i andre husdyr-intensive lande i EU. I 2014 blev 14% af al dansk udbragt gylle forsuret enten i stald, lager eller under udbringning (T. Birkmose, pers. medd.).

En undersøgelse af forskellige forsurings-metoders indflydelse på værditallet ved henh. nedfældning på sortjord forud for vårbyg eller overfladeudlægning med slæbeslanger til vinterhvede (Sørensen og Eriksen, 2009) viste at såfremt gyllen nedfældes til vårbyg er tabene små og forsuring ændrer ikke tabene og dermed værditallet nævneværdigt. Derimod var der en betydelig effekt af forsuring ved overfladeudbring med slæbeslanger i en voksende afgrøde; en stigning på 25-32% i værditallet blev observeret for begge gylletyper, hvilket bringer dem på højde med nedfældning. De målte værdital for svinegylle (90-100%), ligger generelt højere end NH_4 -andelen (80-85%), mens de for kvæggylle ligger omkring samme niveau (60-70%); altså en bekræftelse af de tidligere refererede undersøgelser.

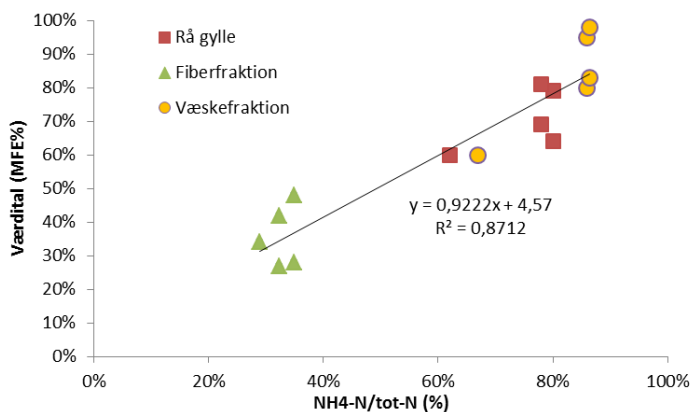


Figur 3.4 Værdital for forsuret kvæg- og svinegylle (punkter under henh. over 60% $\text{NH}_4\text{-N}$). Forskellige punkter repræsenterer uforsuret eller forsuret enten i stald eller i tank ved forskellige tider og omrøring inden udbringning. Alle gyller er både nedfældet i sortjord til vårbyg og overfladeudlagt med slæbeslanger til vinterhvede (Sørensen og Eriksen, 2009).

Separeret gylle

Når gylle behandles med mekanisk eller kemisk-mekanisk separation opdeles gyllen i to fraktioner; en væskefraktion der udgør langt hovedparten og indeholder de opløste stoffer og ioner som ammonium, kalium, og en række andre salte, men relativt mindre partikulært organisk materiale, mens fiberfraktionen, der udgør en mindre andel og har betydeligt højere tørstof, typisk mellem 15-20% og helt op til 30-50% tørstof (afhængig af separationsteknologien) indeholder det meste fosfor og hovedparten af det organiske stof (og dermed også det organiske bundne N). Fiberfraktionen indeholder dog fortsat en del opløste ioner, pga. det relativt høje vandindhold (mellem 50-85%) og derfor vil der være en vis andel af $\text{NH}_4\text{-N}$, typisk mellem 20-50%. Tilsvarende vil væskefraktionen have en meget høj $\text{NH}_4\text{-N}$ andel, typisk mellem 80-90%, afhængig af gylletype og separator teknologi.

Værdital for disse forskellige fraktioner af gylle er dog vist at korrelere ganske tæt med andelen af $\text{NH}_4\text{-N}$ i de enkelte typer, se figur 3.5. For forskellige fiberfraktioner fra såvel svine- som kvæggylle (med $\text{NH}_4\text{-N}$ andel på 29-35%) er der opnået et førsteårs N-værdital på ca. 25% ved udbringning på vintersæd om foråret og op til knap 50% ved nedpløjning umiddelbart før såning om foråret (figur 3.5, grønne trekantsymboler). Til sammenligning er der for væskefraktionerne ($\text{NH}_4\text{-N}$ andel på 86% for svin og 67% for kvæg) opnået et førsteårs værdital på 80-98% og 60% for henh. svinegylle-væskefraktionerne og den ene kvæggylle-væskefraktion (orange cirkelsymboler i figur 3.5). Værditalle for de tilsvarende ubehandlede svine- og kvæggylleprøver ligger midt i mellem.

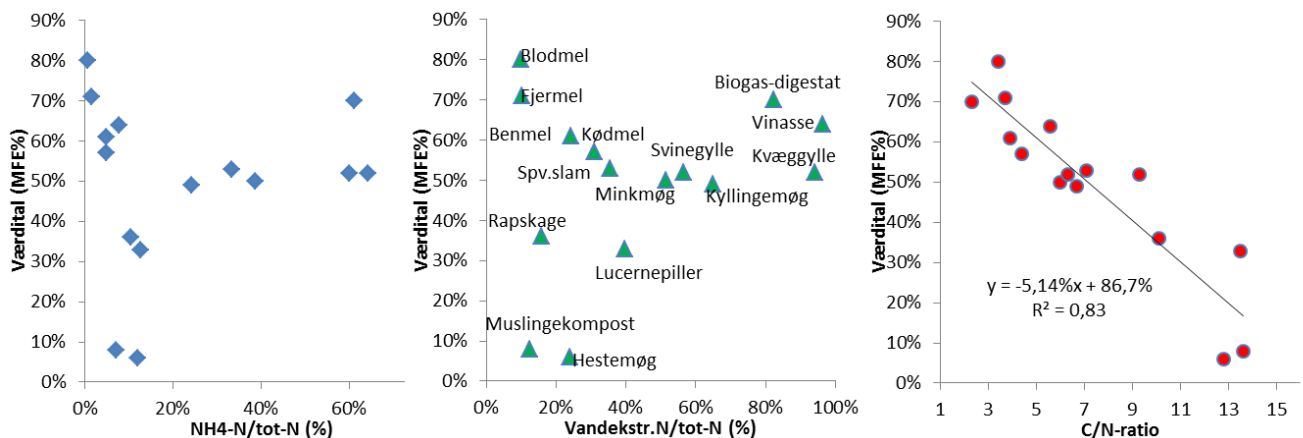


Figur 3.5 Værdital for forskellige ubehandlede rå gylle (svine- og kvæggylle) samt væske- og fiberfraktioner produceret fra disse ved mekanisk separation (decanter-centrifugering), tilført ved nedfældning til vårbyg eller overfladeudlagt i vinterhvede med lavt tab (Sørensen, 2003; Sørensen og Thomsen, 2005)

Det mest markante ved sammenstillingen af disse undersøgelser er dog at der på tværs af de forskellige typer (rå gylle, fiber- og væskefraktion) er en stærk korrelation og næsten 1:1 relation mellem NH₄-N andelen og værditallet, der kan betragtes som potentielt ved minimale tab (Schröder og Sørensen, 2011). Dette er også bekræftet i en række Landsforsøg (Pedersen 2003, 2004).

3.2 ANDRE RESTPRODUKTER OG TYPER AF ORGANISK AFFALD

Den relativt høje andel af NH₄-N er karakteristisk for husdyrgødning, men også andre organiske materialer der har undergået en vis aerob eller anaerob nedbrydning, vil typisk indeholde en vis mængde uorganisk N, omend ofte langt mindre end husdyrgødninger. For disse vil andelen af ammonium eller total uorganisk (ammonium og nitrat) ofte ikke være en særlig stærk forklarende faktor for værditallet. Dette er f.eks. vist i et studie af Delin et al. (2012), med en række forskellige restprodukter, inkl. slagteriaffald (blodmel, fjermel, benmel, kødmel), vinasse (sukkerproduktion), grøntpiller (lucerne, rapskage), muslinge-kompost, spildevandsslam og biogas-digestat, sammenlignet med fast husdyrgødning (minkmøg, kyllingemøg, hestemøg) og gylle (svin, kvæg), se figur 3.6.

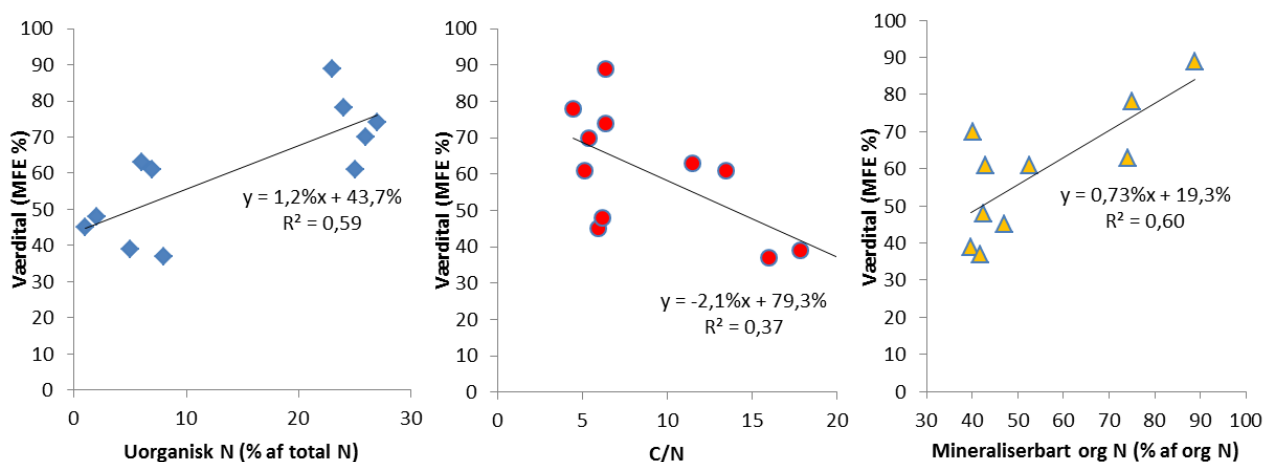


Figur 3.6. Værdital (MFE%) målt i 2 slæt af rajgræs som funktion af NH₄-N andel (venstre), vandopløseligt N (midt) eller C/N-ratio (højre) i de tilførte organiske gødningsmidler, indarbejdet i jorden inden såning af græsset (Delin et al., 2012)

De fandt at værditallet for denne spændvidde af biomasser slet ikke var korreleret med NH₄-N andel eller vand-ekstraherbart N (som man ellers kan antage også ville indeholde det meget letomsættelige organiske N), men derimod tæt korreleret med materialernes total C/N-ratio; således fandtes de højeste værdital (60-80%) for materialer med en C/N-ratio < 5, såsom blod-, fjer-, ben-, og kødmel, samt biogas-digestat. Tilsvarende viste de laveste værdital sig for

materialer med et højere C/N på 10-15, såsom lucernepiller, muslingekompost og hestemøg; selvom et sådant C/N normalt betragtes som ganske lavt og normalt resulterende i netto N mineralisering.

Tilsvarende undersøgte Rigby og Smith (2014) en række affaldsprodukter fra fødevareindustri, såsom snittet grøntsagsaffald, bryggeri-slam (ølgær), komposteret grønt- og madaffald, bioforgasset mad-/slagteriaffald (før og efter lagring), bioforgasset og afvandet husholdningsaffald (kildesorteret) og bioforgasset spildevandsslam, se figur 3.7. De fandt en lignende relation mellem C/N-ratio og værdital som Delin et al (2012), men også en vis relation mellem andelen af uorganisk N og værdital; dog var andelen af uorganisk N langt mindre end værditallet, hvorfor relationen må betragtes som tilfældig. De fandt dog den mest positive korrelation med andelen af let mineraliserbart N.



Figur 3.7 Værdital (MFE%) målt i markforsøg med rajgræs som funktion af uorganisk N-andel (venstre), C/N-ratio (midt) eller mineraliserbart organisk N (højre) for forskellige affaldsprodukter (se tekst), indarbejdet i jorden inden såning af græsset (Rigby og Smith, 2014). Mineraliserbart N = (Værdital – uorg. N andel af N_{tot}) / org. N andel af N_{tot} .

Sammenfattende indikerer disse undersøgelser for andre restprodukter og typer af organisk affald, at jo mere organisk bundet N der er i den pågældende biomasse, desto mindre betyder andelen af $\text{NH}_4\text{-N}$ eller uorganisk N for værditallet, og desto større rolle spiller mineraliserbarheden af det organiske N og C/N-ratioen i biomassen.

3.3 PRÆDIKTION AF VÆRDITAL

På tværs af de forskellige undersøgelser og typer af husdyrgødninger og andre biomasser gennemgået i de foregående afsnit, er det klart at såvel andelen af $\text{NH}_4\text{-N}$ (eller uorganisk N) af total N som den totale C/N-ratio er parametre af afgørende betydning for værditallet. For biomasser med mindre end ca. 50% uorganisk N har denne parameter en noget ringere forklaringssevne, og den totale C/N-ratio vil derfor formodentlig være den bedste parameter til at prædiktere værdital for et bredt spektrum af biomasser med ganske forskellige forhold mellem uorganisk og organisk N.

Ved valg af parametre til prædiktions af værdital er det imidlertid også nødvendigt at kigge på datakrav – for C/N-ratio kræves der data for såvel kulstof-indhold som total-N. Total N og $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentration måles rutinemæssigt for husdyrgødning og på digestat fra biogasanlæg, mens C koncentration typisk kun måles i forskningsundersøgelser. $\text{NH}_4\text{-N}$ andelen vil derfor være en parameter der umiddelbart er tilgængelig, mens C/N-ratio vil kræve yderligere målinger. Endelig må det (som det fremgår af næste kapitel) også forventes for digestat fra biogasanlæg, at $\text{NH}_4\text{-N}$ andelen vil være større end ca. 50%, hvorfor problemet med ringere forklaringssevne vil være af mindre betydning.

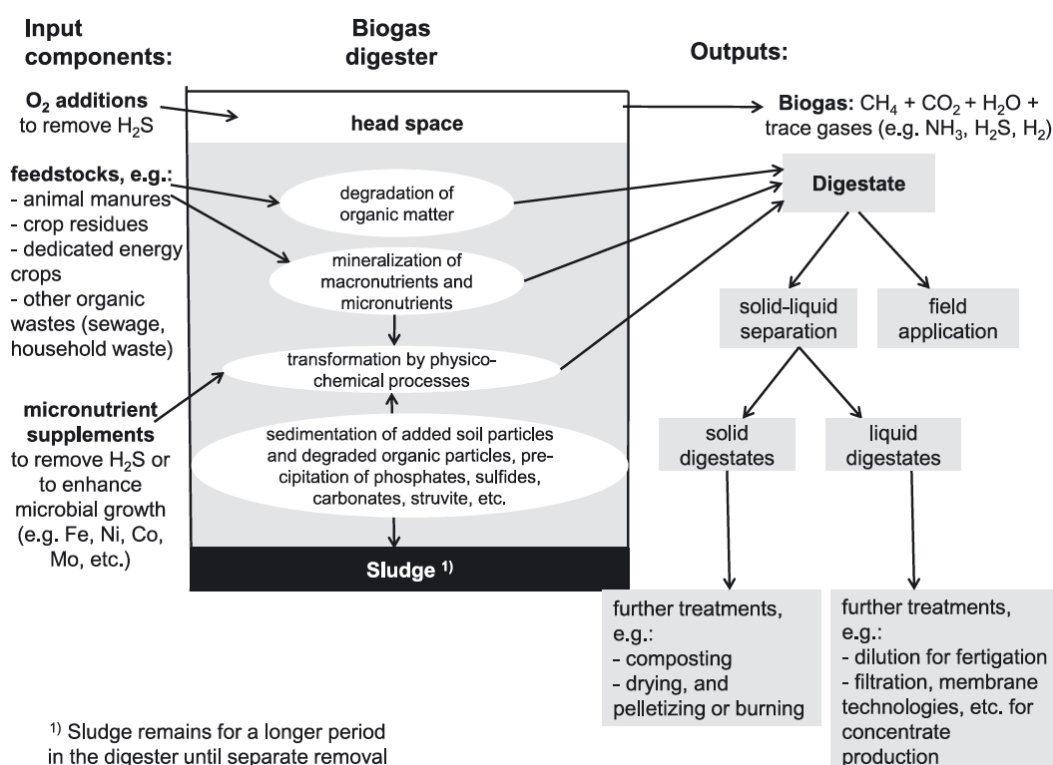
Derfor er der i beregningsdelen af denne rapport antaget at $\text{NH}_4\text{-N}$ andelen er det bedste estimat for det potentielle værdital for førsteårsvirkningen for ubehandlet og bioforgasset husdyrgødning og forskellige biomasser.

4. LITTERATUR-REVIEW: KARAKTERISTIKA FOR DIGESTAT FRA BIOFORGASNING AF HUSDYRGØDNING OG ANDRE BIOMASSER

Dette kapitel beskriver først de grundlæggende omsætningsprocesser for organisk materiale i en biogasreaktor, og gennemgår derefter eksisterende viden fra litteraturen om hvor stor en mineralisering af organisk bundet kvælstof bioforgasningen resulterer i for forskellige biomasser. Endelig beskrives de ganske få undersøgelser hvor både bioforgasningens effekt på N omsætning og den efterfølgende gødningsværdi for digestater fra disse biomasse er målt.

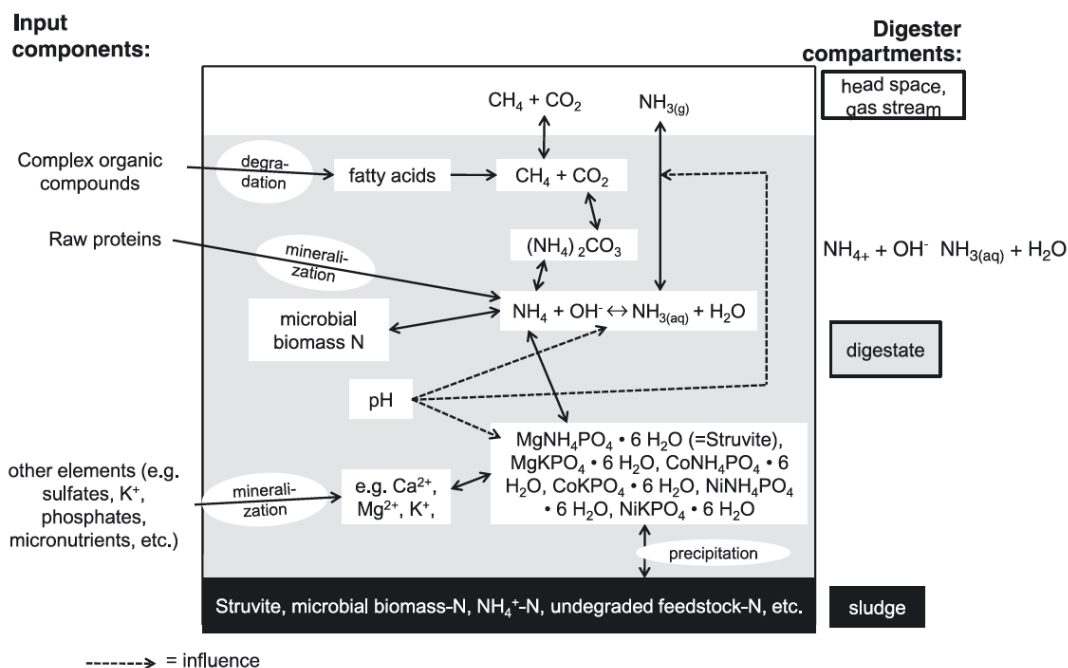
4.1 GRUNDLÆGGENDE OMSÆTNINGSPROCESSER I EN BIOGASREAKTOR

I et biogasanlæg undergår de forskellige inputs en række nedbrydnings- og transformationsprocesser under anaerobe forhold. Det organiske materiale nedbrydes og kulstoffet transformeres til biogas (en blanding CH_4 og CO_2) i reaktoren, men det flydende output (digestat) vil typisk under lagring undergå en yderligere mineraliseringsproces, før det enten udbringes direkte på marken eller separeres i en væske- og en fiberfraktion, der så igen kan yderligere behandles eller udbringes (figur 4.1).



Figur 4.1 Oversigt over massestrømme og processer under anaerob nedbrydning i en biogas-reaktor og mulige behandlinger af digestatet (Möller og Müller, 2012).

I biogasprocessen vil de organiske bundne næringsstoffer mineraliseres, for kvælstofets vedkommende til ammonium (NH_4^+), og disse udskilles opløst i digestatet. Som det fremgår af figur 4.2, så indgår ammonium i en række biologiske og kemiske reaktioner, der kan resultere både i gasformigt NH_3 (afhængigt af pH), udfældning af salte som struvit (afhængigt af pH og konc. af kationer som Ca^{2+} , Mg^{2+}) der kan bundfælde. Endelig kan en del assimileres og immobiliseres af de aktive mikroorganismer i reaktoren, men vil normalt blive remineraliseret når disse henfalder. Langt hovedparten af det dannede ammonium vil normalt forlade biogas-reaktoren med digestatet.



Figur 4.2. Omsætningsprocesser og former af kvælstof (N) i en biogas-reaktor (Möller og Müller, 2012).

4.2 EFFEKT AF BIOFORGASNING PÅ MINERALISERING AF ORGANISK KVÆLSTOF TIL AMMONIUM I DIGESTATET

Jævnfør det foregående kapitel, vil NH_4 -andelen forventes at være en af de væsentligste parametre for digestatets gødningsværdi, som udtrykt i værditallet. Som beskrevet ovenfor, vil biogasprocessen normalt resultere i en mineralisering af organisk bundet N til ammonium N, men det afgørende spørgsmål er hvor stor denne mineralisering er i typiske biogas-anlæg, og dermed hvilken ændring i NH_4 -andelen der kan forventes i forhold det der er i inputtet (substratet). Bioforgasning vil typisk resultere i reduktion i tørstofprocenten, jvf. tabel 4.1 på 1,5-5,5% enheder, svarende til at typisk cirka halvdelen af det organiske stof (Volatile Solids, VS) nedbrydes og omdannes til biogas, hvilket der er et meget stort antal videnskabelige undersøgelser og publikationer der underbygger.

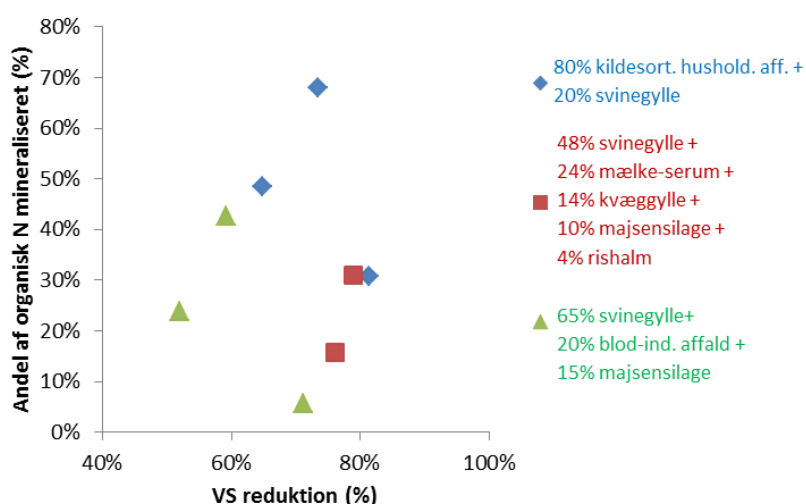
Tabel 4.1 Typiske karakteristika for digestat fra biogas-reaktorer og deres ændring fra substrat til digestat (efter Möller og Müller, 2012). ? = ingen eller få data i litteraturen. OBS: tabellen er overvejende baseret på tyske kilder og erfaringer med biogasanlæg hvor der indgår langt mere plantebiomasse end de danske, og de typiske værdier kan derfor afvige; de relative ændringer forventes dog ikke at være væsentligt anderledes.

Karakteristika (enhed)	Typiske værdier i digestat	Ændring fra substrat til digestat
Tørstof (TS%)	1,5–13,2	–1,5 to –5,5
Organisk stof (VS,% af TS)	64–75	–5 to –15
Total N (% af TS)	3,1–14	Øges med graden af omsætning
Total N (kg/t vådvægt)	1,2–9,1	≈ 0
NH_4 -N (kg/t vådvægt)	1,5–6,8	?
NH_4 -N andel af total N (%)	44–81	? +10 til +33
Total C (% af TS)	36–45	–2 to –3
C:N ratio	3,0–8,5	–3 to –5
pH	7,3–9,0	+0,5 til +2

Når mængden af tørstof reduceres på grund af mineralisering vil der også være potentiale for at N kan mineraliseres. Der kan imidlertid også ske en midlertidig immobilisering af N, men såfremt processen foregår med nogenlunde konstant input over en længere periode, vil der opstå en ligevægt hvor nedbrydning af VS uvægerligt vil medføre en netto-mineralisering til $\text{NH}_4\text{-N}$. Da processen foregår i en lukket reaktor, uden væsentlige gasformige tab af ammoniak, bevares inputtets total N indhold også i outputtet (udtrykt som koncentration i vådvægt), men andelen af $\text{NH}_4\text{-N}$ i forhold til total N vil øges. Mineraliserings-graden af organisk N til $\text{NH}_4\text{-N}$ under bioforgasning findes der forbavsende nok kun ganske få veldokumenterede undersøgelser af – i tabel 4.1 er det anført at $\text{NH}_4\text{-N}$ andelen typisk vil være øget med mellem 10% og 33% enheder, men dette bygger på relativt få kilder. **Der mangler altså helt klart viden om hvor stor en andel af det organiske N i biogas-substrat som mineraliseres til uorganisk N i biogas-reaktoren.**

I projekter blev der tidligt taget kontakt til en række førende biogas-eksperter og -videnscentre for at få deres bud på dette spørgsmål, men uden det store held³. Kun en enkelt havde mod på at give et kvalificeret bud, som lød på 40-50% mineralisering af det organiske N i substratet og at dette kun i ringe grad er påvirket af C/N ratio i det pågældende co-substrat (så længe den overordnede C/N-ratio i blandingen af substrater ligger indenfor det optimale for biogasprocessen), men til en vis grad kan påvirkes af materialets VS nedbrydelighed og dermed bio-methan potentiale (Henrik B. Møller, pers. medd.). Der findes en række undersøgelser og databaser for en lang række forskellige biomassers bio-methan potentiale (BMP), men eftersom hovedfokus har været på disse som bioenergi-kilde, er det yderst sjældent der samtidig er undersøgt andre parametre.

Derfor er der i projektet foretaget en grundig litteratur-søgning og i det følgende er de relativt få studier sammenfattet, hvor såvel nedbrydning af det organiske stof (VS) som mineraliseringen af det organiske N er målt. Mange af dem er gennemført med husdyrgødning som hoved-substrat suppleret med forskellige andre biomasser som co-substrater, hvilket vi så har forsøgt at fortolke i relation til mulige forskelle mellem biomasserne.

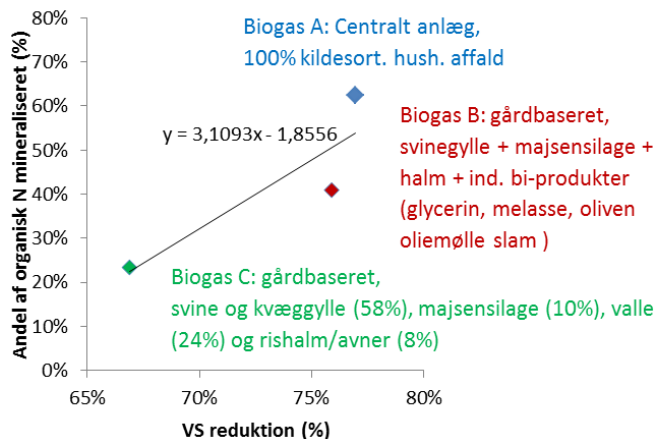


Figur 4.3 Mineraliseret organisk N som funktion af VS nedbrydning i 3 forskellige fuldskala biogasreaktorer (termofilt, 40 d retention), fødet med forskellige biomasser som angivet i figuren; i én er hovedsubstratet kildesorteret husholdningsaffald, med svinegylle som co-substrat, i de to andre er svinegylle hovedsubstrat, med majsensilage og forskellige typer industri-affald som co-substrat. De enkelte punkter for hvert biogasanlæg repræsenterer prøver af substrat og digestat udtaget på forskellige tidspunkter (Tambone et al., 2010)

Tambone et al. (2010) undersøgte prøver fra 3 forskellige fuldskala, centraliserede biogasanlæg; i det ene var hovedsubstratet kildesorteret husholdningsaffald, med svinegylle som co-substrat, i de to andre var svinegylle

³ Konsultation med Torkild Birkmose (AgroTech; ingen data); Jin Mi Triolo (SDU, få data); Irina Angelidaki (DTU, ingen data); Sari Luostarinen (biogaseksperter MTT/LUKE, Finland, forskellige undersøgelser, men ingen systematiske data); Erik Meers (European Biogas Association, Belgien; forskellige undersøgelser, men ingen systematiske data); Mikkel Kloppenborg Nielsen (Niras A/S, regnearks model fra Implement projekt, regner med 60% mineralisering af org. N, henviser til Henrik B. Møller); Henrik B. Møller (AU) – ingen systematiske data, men vil godt give et kvalificeret estimat på ca. 40-50% mineralisering af organisk N, men det kan variere, dog aldrig immobilisering ved stabilt input.

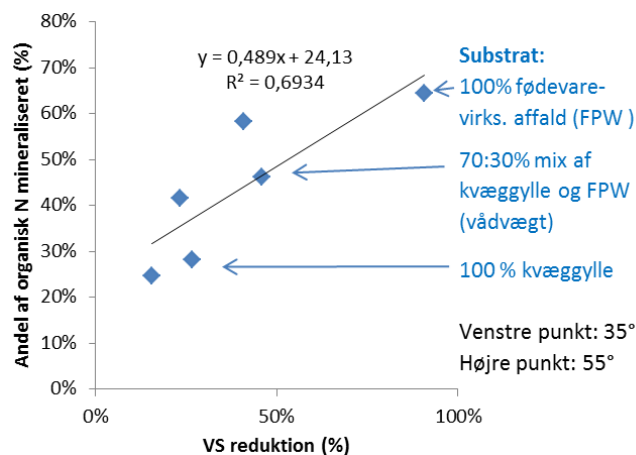
hovedsubstrat, med majsensilage og forskellige typer industri-affald som co-substrat. For alle 3 anlæg fandt de at VS reduktion og omsætning til biogas udgjorde mellem 52 og 81% af substrat VS, højest for anlægget med kildesorteret husholdningsaffald som hovedsubstrat (figur 4.3). Mineralisering af organisk N varierede betydeligt mere, mellem 6-68%, og der var Ingen klar korrelation mellem de to parametre.



Figur 4.4 Mineraliseret organisk N som funktion af VS nedbrydning i et centralt biogasanlæg fødet udelukkende med kildesorteret husholdningsaffald og to gårdbiogasanlæg baseret overvejende på svine og kvæggylle, mens majsensilage og forskellige typer industri-affald er anvendt som co-substrat. Alle tre anlæg blev drevet termofilt, med varierende retentionstid (Schievano et al., 2011)

Schievano et al. (2011) fandt meget tilsvarende resultater ved undersøgelse af et centralt biogasanlæg baseret på kildesorteret husholdningsaffald og to gårdbiogasanlæg baseret overvejende på svine- og kvæggylle, med majsensilage og forskellige typer industri-affald som co-substrat. Nedbrydningen af VS til biogas lå mellem 67-77%, mens mineraliseringen af organisk N varierede mellem 23-62%, med en tendens til en svag korrelation (figur 4.4). Igen her var anlægget baseret på kildesorteret husholdningsaffald, der viste den højeste N mineraliseringsgrad i forhold til de to gyllebaserede.

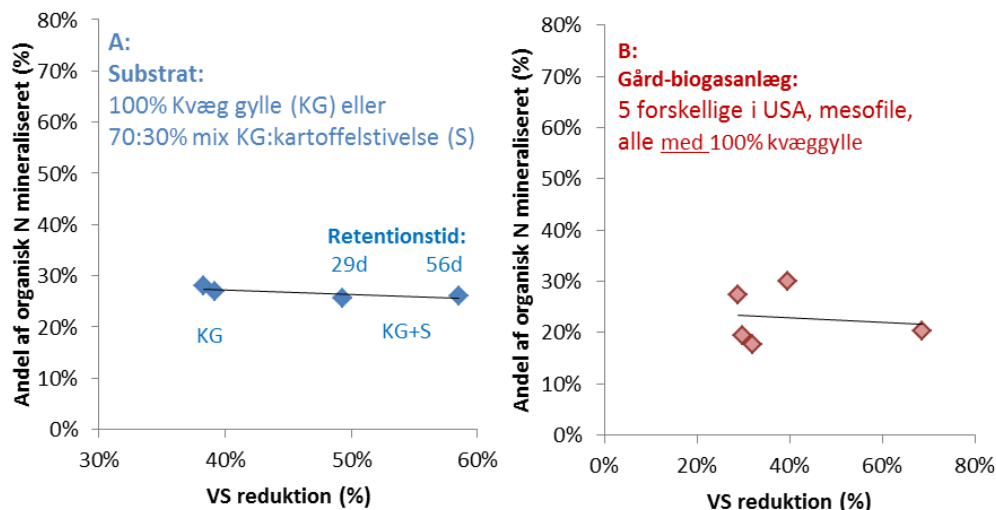
Yamashiro et al. (2013) anvendte en forsøgs-biogasreaktor fødet med enten 100% kvæggylle, eller en 70%:30% (vådvægt) blanding af kvæggylle med procesaffald fra en fødevarevirksomhed (Food processing waste, FPW: valle, blod, fritureolie, kartoffelrester). Bioforgasningen blev kørt såvel mesofilt (35°) som termofilt (55°) for hvert substrat, men med samme retentionstid (20 d). De fandt en VS omsætning til biogas på mellem 16% og 90% (rangordnet 100% FPW > 70:30% > 100% kvæggylle) og en mineralisering af organisk N på 25-64%, med rimelig god korrelation til VS reduktion (figur 4.5). Der observeres stor forskel på mineraliseringen af organisk N mellem kvæggylle (25-28%) og fødevareindustriaffaldet (58-64%), hvilket er i overensstemmelse med studiet af Schievano et al. (2011). Det ses også at termofil bioforgasning øger såvel VS nedbrydningen som N mineraliseringen, mest for det letomsættelige fødevareindustriaffald.



Figur 4.5 Mineraliseret organisk N som funktion af VS nedbrydning i en forsøgsbiogasreaktor fødet med enten med 100% kvæggylle, eller en 70%:30% (vådvægt) blanding af kvæggylle med procesaffald fra en fødevarevirksomhed (Food processing waste, FPW: valle, blod, fritureolie, kartoffelrester). Ud fra de to er omsætningen af FPW alene beregnet. Biogasreaktorerne blevet kørt enten mesofilt (35°) eller termofilt (55°) for hvert substrat, men med samme retentionstid (20 d). (Yamashiro et al., 2013)

I to studier er der, i modsætningen til de foregående, ikke fundet nogen sammenhæng mellem VS nedbrydning og N mineralisering (figur 4.6). Clemens et al. (2006) anvendte enten ren kvæggylle eller en 70%:30% mix af kvæggylle:kartoffelstivelse i en mesofil forsøgsreaktor, med forskellig retentionstid (29 eller 56 d). Her fandt de igen lav VS

reduktion for ren kvæggylle, 38-39%, mens hvis der iblandedes kartoffelstivelse øgedes VS nedbrydning til 49 og 59% ved 35° henh. 55° C. For alle lå N mineraliseringen dog nogenlunde konstant omkring 26-28%, uanset forskellene i VS omsætning. Smith et al. (2009) opsummerer driftsresultater fra fem mesofile fuldskala gårdbiogasanlæg i USA, hvor der tilsvarende var en variation i VS reduktion på 29-68%, men kun en N mineralisering på 18-30%.



Figur 4.5 Mineraliseret organisk N som funktion af VS nedbrydning: A - en forsøgsbiogasreaktor med enten 100% kvæggylle (KG), eller 70%:30% (vådvægt) kvæggylle og kartoffelstivelse (S); mesofil (35°) biogasproces med enten 29 eller 56 dages retentionstid (Clemens et al. 2006). B – fem forskellige mesofile gårdbiogasanlæg i USA, alle med kvæggylle (Smith et al., 2009).

De lave rater for VS nedbrydning og N mineralisering for kvæggylle bekræftes i undersøgelsen af Schröder et al (2007), hvor der for bioforgasning af ren kvæggylle blev fundet en VS ("org matter") nedbrydning på 24% og en N mineralisering på kun 15%.

Sørensen et al. (2013) undersøgte en svinegylle, to kvæggylle og tre plantematerialer, der blev bioforgasset (termofilt) og gødningsvirkningen af digestaterne og de tre rå gylle blev bestemt (se næste afsnit).

Tabel 4.2 Kemisk sammensætning af rå og bioforgasset digestat for to kvæggylle og en svinegylle, samt beregnet VS reduktion og N mineralisering af det organiske N i biogasprocessen (data efter Sørensen et al. 2013; VS data Sørensen, pers. medd.; VS-reduktion og N-mineralisering, egne beregninger)

Gylletype	pH	TS	VS	VS reduktion	Total-N	NH ₄ -N		N mineralisering
		%	%			kg N/t	% af total-N	
Kvæggylle 1 rå	6,72	6,43	5,26		3,00	1,62	54%	
Kvæggylle 1 digestat	7,52	4,82	3,60	32%	3,05	2,04	67%	27%
Kvæggylle 2 rå	8,17	6,95	5,09		2,92	1,43	49%	
Kvæggylle 2 digestat	8,09	4,65	3,08	40%	2,94	1,79	61%	23%
Svinegylle rå	7,71	3,45	2,50		2,81	2,19	78%	
Svinegylle digestat	8,4	1,46	0,73	71%	2,57	2,44	95%	79%
Kløvergræs digestat	7,81	5,18	3,65		4,53	2,76	61%	
Lupin digestat	7,71	3,50	2,34		2,78	1,89	68%	
Triticale-vikke digestat	7,48	5,25	4,06		2,69	1,59	59%	

Af tabel 4.2 fremgår det, at der også i dette studie er fundet lavere omsætning af VS og lavere mineralisering af organisk N under bioforgasningen for de to kvæggylle end for svinegyllen. Tilsvarende beregninger kan ikke foretages for de tre plantematerialer der er bioforgasset, men som det fremgår er NH₄-N andelen for alle tre ca. 60%, hvilket er i samme

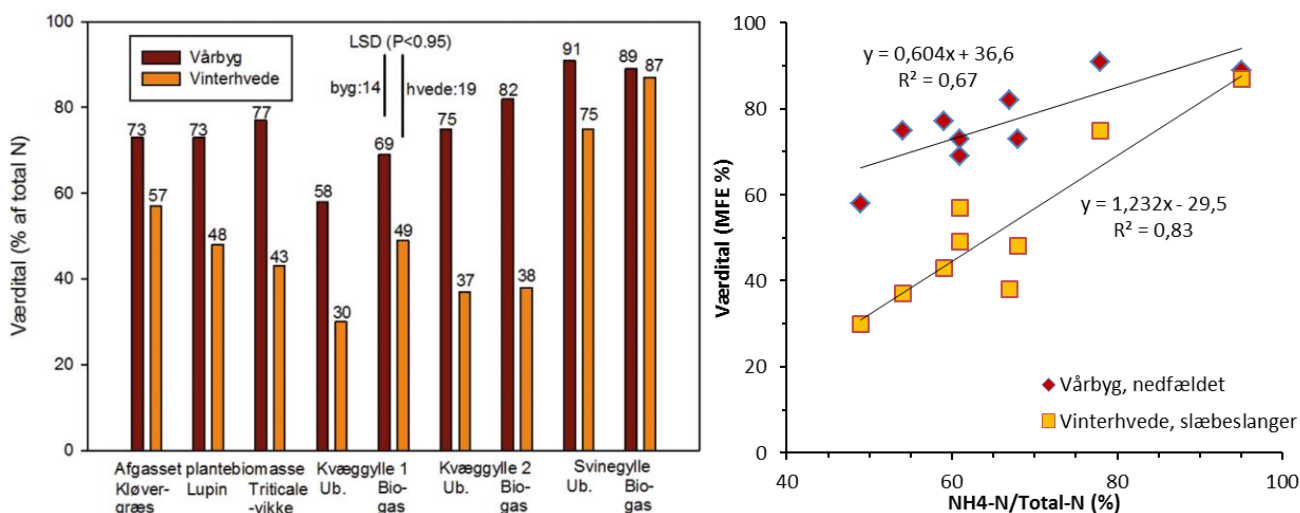
størrelsesorden som de to digestater fra kvæggylle; også mht pH og tørstof indhold, ligner disse mere den bioforgassede kvæggylle end svinegylle.

Sammenfattende kan det konkluderes fra disse undersøgelser, at VS omsætningen spænder vidt, fra 16-90% med et gennemsnit omkring 50-60%. Mineraliseringen af N varierer også meget, fra 6-68%, med et gennemsnit mellem 40-50%. I alle studier der inkluderer kvæggylle er der observeret en relativt lav mineralisering af N, typisk under 30% (15-30%), mens svinegylle ligger omkring gennemsnittet (40-50%) og organisk husholdningsaffald og fødevarerindustriaffald ligger højere, typisk 60-70%. Der er endvidere observeret en tendens til en sammenhæng mellem substratets VS nedbrydning (og det vil sige dets biomethan potentiale) og N mineralisering; dette ser dog ikke ud til at gælde for kvæggylle.

Datagrundlaget er dog for spinkelt til at danne grundlag for en egentlig modellering af koblingen mellem omsætningen af VS og N mineralisering, så i **det videre arbejde anvendes en forsimplet beregnings-algoritme, hvor det antages det at den gennemsnitlige N mineralisering er 25% for kvæggødninger og 40% for alle øvrige substrater**. Sensitivitet for denne parameter vil endvidere blive undersøgt ved at variere N mineraliseringen mellem 20 og 70%.

4.3 EFFEKTER AF BIOFORGASNING PÅ KVÆLSTOF TILGÆNGELIGHED OG VÆRDITAL EFTER UDBRINGNING AF DIGESTATET

Kun ganske få af de tidligere refererede undersøgelser i dette kapitel har indeholdt vurderinger eller målinger af gødningsvirkning af de pågældende digestater. Sørensen et al. (2013) undersøgte en svinegylle, to kvæggylle og tre plantematerialer der blev bioforgasset (termofilt) og gødningsvirkningen af digestaterne og de tre rå gylle blev målt i såvel vårbyg som vinterhvede.



Figur 4.6 Gødningsvirkning (værdital) af kvælstof i afgasset plantebiomasse og gylle (*Biogas*) og tilsvarende ubehandlet gylle (*Ub.*) tilført forår til miniplots med vårbyg (nedfældet 10 cm dybde før såning) eller vinterhvede (slangeudlagt på overflade mellem rækkerne) på en JB4 jord (Sørensen et al., 2013). I figuren til højre er de samme data vist som funktion af $\text{NH}_4\text{-N}$ andelen i de forskellige gylle og digestater.

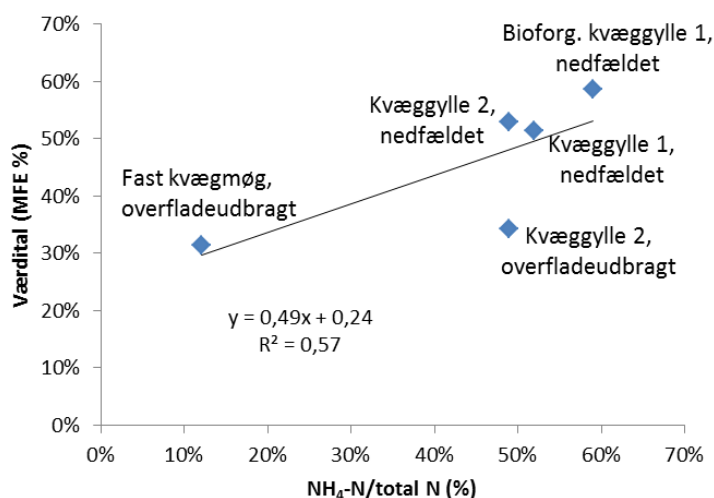
De forskellige digestaters og gyllers værdital blev undersøgt i markforsøg (miniplots) på en sandblandet lerjord i såvel vårbyg (nedfældet) som vinterhvede (slangeudlagt) og de opnåede værdital fremgår af figur 4.6.

Ved nedfældning til vårbyg var værditalene positivt korreleret med $\text{NH}_4\text{-N}$ -andelen ($R^2 = 0,67$). Generelt lå værditalene lidt over $\text{NH}_4\text{-N}$ -andelen, mest ved lavere $\text{NH}_4\text{-N}$ -andel. Dette tyder altså på at ammoniak-tab har været helt ubetydelige, og at det samlede værdital derfor udgøres af såvel virkning af ammonium i materialerne, som den frigivelse af uorganisk N der sker fra materialernes organiske N (som er større ved lavere $\text{NH}_4\text{-N}$ -andel) i løbet af vækstsæsonen. For de to kvæggylle har

bioforgasning øget værditallet fra 58 til 69% henh. fra 75 til 82%, dvs. med 11 henh. 7% enheder. For svinegyllen, der i rå tilstand viste usædvanligt højt værdital, 91%, er der ikke sket nogen signifikant ændring ved bioforgasning.

For overfladeudbringning i vinterhvede sås også en positiv korrelation med NH_4 -andelen ($R^2 = 0,83$), men her lå værditallet generelt lidt under NH_4 -andelen, mest ved lavere NH_4 -andel. Dette skyldes dog formodentlig dårligere infiltration (og dermed højere ammoniak-tab) fra digestat med højere tørstof indhold (TS, tabel 4.2) og lavere NH_4 -andel; det er velkendt at høj tørstofprocent begrænser gylles evne til at infiltrere i jorden og for disse prøver er NH_4 -andel og tørstofprocent stærkt negativt korreleret ($R^2 = 0,93$), således at højeste TS indhold forekommer ved laveste NH_4 -andel. For de to kvæggylle har bioforgasning øget værditallet fra 30 til 49% henh. fra 37 til 38%, dvs. 19 henh. 1% enheder. For svinegyllen, øgedes værditallet i vinterhvede fra 75 til 87%, altså en stigning på 12% enheder ved bioforgasning – dette skyldes uden tvivl at digestatet var blevet mere tyndtflydende pga. godt og vel en halvering af tørstofindholdet ift. den rå svinegylle, og dermed infiltrerede langt lettere i jorden.

I den tidligere omtalte undersøgelse af Schröder et al (2007), er gødningsvirkning af kvælstof i bioforgasset kvæggylle og tilsvarende ubehandlet kvæggylle undersøgt efter nedfældning om foråret i en vedvarende græsmark (Fig. 4.7). Bioforgasningen af kvæggylle øgede NH_4 -andelen fra 52 til 59%, og tilsvarende viser figur 4.7 en stort tilsvarende stigning i værditallet, fra 51 til 59%. Forsøget inkluderede også en anden kvæggylle (2) nedfældet eller overfladeudbragt, samt overfladeudbragt fast kvægmøg til samme vedvarende græsmark; som det fremgår øges værditallet ved nedfældning af kvæggylle 2 med ca 20% enheder, fra 34 til 53%. For den overfladeudbragte faste kvæggødning fandtes et værdital der kun var marginalt lavere end overfladeudbragt kvæggylle – dette relativt høje værdital skyldes sandsynligvis at det faste kvægmøg kun indeholdt 12% NH_4 -N som dermed gav mindre NH_3 -tab, mens græsset med lang vækstsæson bedre kunne udnytte den større mineralisering af organisk N.



Figur 4.7 Gødningsvirkning (værdital) af kvælstof i bioforgasset kvæggylle og tilsvarende ubehandlet kvæggylle (1), begge nedfældet om foråret i en vedvarende græsmark (lerblandet sandjord) med en N rate på 300 kg N ha⁻¹. Forsøget inkluderede også en anden kvæggylle (2) nedfældet eller overfladeudbragt, samt overfladeudbragt fast kvægmøg til samme vedvarende græsmark, målt mod en kalkkammonsalpeter reference (Schröder et al., 2007).

Sammenfattende bekræfter disse to undersøgelser altså konklusionerne fra kapitel 3 angående NH_4 -N andelen som den vigtigste parameter for 1. års værdi-tal ved husdyrgødninger og forgassede biomasser, dels konklusionerne vedrørende mineraliserings-graden for organisk N under biogasprocessen.

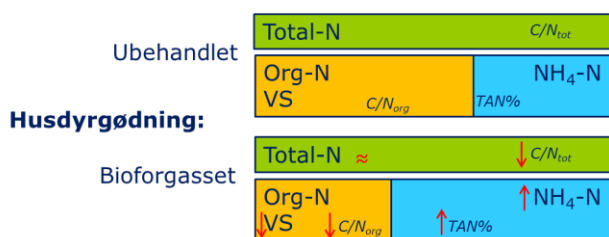
5. KONCEPT FOR BEREGNING AF VÆRDITAL FOR BIOFORGASSEDE GØDNINGER UD FRA KENDTE PARAMETRE

Dette kapitel beskriver først beregningsprincippet for beregning af potentielt værdital for bioforgassede materialer. Dernæst gennemgås de beregnede scenarier for bilag 1 biomasser, inklusiv en sensitivitets-analyse af centrale parametre. Endelig beskrives hvordan potentielle værdital kan anvendes som grundlag for estimering af reelle værdital i to konkrete afgrødescenarier.

5.1 ESTIMERING AF POTENTIET VÆRDITAL PÅ BAGGRUND AF DEN KEMISKE SAMMENSÆTNING FOR FORSKELLIGE TYPER ORGANISKE GØDNINGER

C/N forhold, tørstofprocent, ammoniumindhold og andre forhold af betydning

For at estimere N værdital for forskellige typer organiske gødninger uden at gennemføre undersøgelser eller markforsøg som beskrevet i de to foregående kapitler, kan vi tage udgangspunkt i forskellige egenskaber ved gødningerne, såsom tørstof, total N, C/N_{tot} , C/N_{org} og andelen af ammonium N (TAN%). Disse er imidlertid forbundne som det fremgår af figur 5.1, således at når husdyrgødningen bioforgasses så noget af tørstoffet omsættes, så falder C/N_{org} mens TAN% stiger, selvom total N er uforandret.



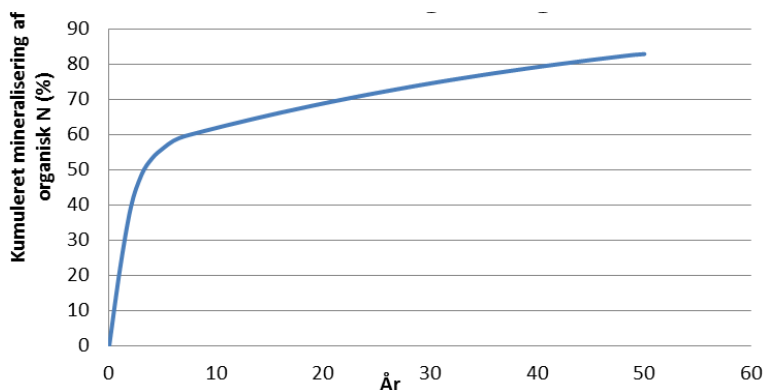
Figur 5.1 Konceptuel skitse for de forandringer der sker i tørstof (VS), total N, C/N_{tot} , C/N_{org} og andelen af ammonium N (TAN%) når husdyrgødning bioforgasses. ≈ uændret, ↑ øget, ↓ reduceret, efter bioforgasning.

Som det fremgår af de foregående kapitler, så kan det potentielle værdital (i %) for første-års virkningen af den organiske gødning estimeres at være tilnærmelsesvist lig med andelen af NH_4-N ud af total N (TAN%), forudsat at ammoniak-tabet minimeres ved udbringning, f.eks. ved nedfældning. Første års virkningen af det organiske N vil ofte være relativt lille (se næste afsnit), og er i de tidligere refererede undersøgelser kun detekteret i omhyggeligt udførte forskningsforsøg med absolut minimale tab; i praksis antages virkningen af det organiske at udlignes af uundgåelige tab af det uorganiske N umiddelbart ved eller efter udbringning (immobilisering og fordampning). Som nævnt tidligere, så kunne total C/N-ratioen også anvendes til at forudsige værditallet, men i praksis vil det være langt lettere at anvende NH_4-N andelen (TAN%), da disse data som oftest allerede er tilgængelige og ændringer i dem vil være langt lettere at beregne teoretisk ud fra kendte data, end C/N-ratioen. Endelig viser data fra foregående kapitel også at NH_4-N andelen for digestat fra biogasanlæg typisk vil være større end ca. 50%, hvor denne har en høj forklaringssevne for værditallet.

Eftervirkning af det organiske N i digestatet

Hvis vi skal estimere et værdital for eftervirkning af husdyrgødningen i de efterfølgende år, f.eks. for at kunne sammenligne med de lovbestemte N udnyttelseskrav (se kapitel 2.3) til den organiske gødning, kan det beregne dette ud fra samme antagelser som er illustreret i figur 2.2.

Denne rapport's beregninger tager udgangspunkt i den simple mineraliserings-model ("ModelNeftervirkning"), der er beskrevet af Petersen & Sørensen (2008) og også anvendt i en modificeret udgave af Sørensen (2015). I denne model sker der en gennemsnitlig mineralisering fra det organiske N i gødning på 22% i det første år efter tilførslen, og af dette vil afgrøden i princippet kunne udnytte en vis andel af (ca halvdelen for vårkorn og tre-fjerdele for majs, roer etc.) men samtidig vil den indledende immobilisering nedsætte udnyttelsen – dette indgår i det 1. års værdital vi har forudsat potentielt svarer til andelen af TAN.



Figur 5.2. Tidsforløbet for akkumuleret nettomineralisering af N efter tilførsel af organisk N i husdyrgødning beregnet med en simpel model (Petersen & Sørensen, 2008), gennemsnit for svine- og kvæggødning. Se også Sørensen (2015).

Herefter sker mineraliseringen gradvist langsommere med en akkumuleret mineralisering på i alt 62% efter 10 år og 83% efter 50 år (Figur 5.2). Dette betyder, at der mellem slutningen af det 1. og det 10. år mineraliseres i alt 40% af det oprindeligt tilførte organiske N – og med de ovennævnte andele der kan udnyttes af afgrøderne, vil eftervirkningen altså kunne estimeres til at være mellem 20-30% af oprindeligt tilført organisk N (hvis det antages at mellem halvdelen og tre-fjerdedele af de 40% kan udnyttes af afgrøder med kort henholdsvis lang vækstsæson). Ved en TAN andel i svinegylle på 70%, og dermed tilsvarende 30% organisk N, vil dette betyde at svinegylle vil have et 10 års eftervirknings værdital på 6-9% af tilført total N, afhængig af afgrøde, hvilket stemmer godt overens med højre del af figur 2.2. Når svinegyllen bioforgasses, vil der i biogas-reaktoren mineraliseres i gennemsnit 40% af det organiske N, som det fremgår af foregående kapitel, og 10 års eftervirkningens værdital vil derfor falde til godt det halve, altså ca 3,5-5,5% af tilført total N. I beregningerne for biomasser er der derfor anvendt en eftervirkning på 25% af tilført organisk N i digestatet (gennemsnit af afgrøder med kort, $40\% \cdot 0,5 = 20\%$, og lang, $40\% \cdot 0,75 = 30\%$, vækstsæson); 10 års eftervirknings værditallet er derfor $25\% \cdot (100 - \text{NH}_4\text{-andelen}) \cdot \text{total-N i digestatet}$.

Summen af målt eller beregnet $\text{NH}_4\text{-N}$ (TAN%) og beregnet 10 års eftervirkning (% af tilført tot-N) udgør således et estimat for det potentielle værdital der vil kunne opnås ved best-practice i alle led af udbringning og udnyttelse. Dette kan danne grundlag for sammenligning med det beregnede vægtede udnyttelseskrav (se kapitel 2.3), når der dog tages højde for den konkrete udbringningssituation, som vil kunne reducere det **aktuelle værdital** (se afsnit 5.2).

5.2 BEREGNING AF REELLE VÆRDITAL FOR DEN KONKRETE JORDBRUGSMÆSSIGE ANVENDELSE

Som det fremgår af det foregående, vil det reelle værdital i den konkrete jordbrugsmæssige anvendelse ofte blive mindre end det potentielle værdital bl.a. pga. tab. Petersen og Sørensen (2008) sammenstillede et stort antal forsøg og kom på den baggrund frem til estimater (tabel 5.1) for gødningsvirkningen af svinegylle henholdsvis kvæggylle for en række udbringningsmetoder.

Direkte nedfældning på sort jord inden en vårafgrøde af begge gylletyper kan betragtes som referencemetoden, der vil give de mindst mulige tab og det reelle værdital vil her være stort set lig med det potentielle værdital, også for bioforgassede gødninger.

Dette kan sammenlignes med det reelle værdital der kan opnås ved overfladeudbringning med slæbeslanger i en voksende kornafgrøde i foråret; her viser tabel 5.1 at det reelle værdital falder med 10% enheder for svinegylle, men hele 26% enheder for kvæggylle, først og fremmest pga. en lavere førsteårsvirkning (den organiske del infiltrerer dårligere for kvæggylle og mineraliseres langsommere på overflade) og et større ammoniaktab.

Tabel 5.1. Estimat af samlet gødningsvirkning af N i gylle ved typiske udbringningsmetoder (modificeret fra Petersen og Sørensen, 2008) baseret på skønnet 1. årsvirkning for kornafgrøder (kolonne A) og skønnet virkning af mineraliseret N for afgrøder med lang vækstsæson (majs, græs og roer) (kolonne B) samt akkumuleret eftervirkning (kolonne C). Endvidere er tab af N ved ammoniakemission og denitrifikation angivet. *: Direkte nedfældning på sort jord sættes som reference, hvor tabene er minimale og samlet gødningsvirkning vil være tæt på det potentielle værdital.

Gødningstype og udbringningsmetode	NH ₃ - Tab	Denitrif. Tab	1. års gødnings- Virkning	Tillæg til 1. års virkning ved lang vækst	Akkumuleret eftervirkning (over 10 år)	Samlet gødnings- Virkning	Reduceret gødnings- virkning ift. *
% af total-N i husdyrgødning							
Svinegylle A+C			<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>A+C</i>	
Direkte nedfældning sort jord*	1	5	75	2	7	82	
Nedpløjning forår, <6 timer	4	5	73	2	7	80	-2
Nedharvning forår, <6 timer	7	3	70	2	7	77	-5
Slangeudlægning i voks. afgrøde	12	3	65	2	7	72	-10
Direkte nedfældning i afgrøde	7	5	70	2	7	77	-5
Kvæggylle A+B+C						<i>A+B+C</i>	
Direkte nedfældning sort jord*	2	5	65	3	13	81	
Nedpløjning forår, <6 timer	5	5	60	3	13	76	-5
Nedharvning forår, <6 timer	10	3	50	3	13	67	-14
Slangeudlægning i voks. afgrøde	16	3	40	3	12	55	-26
Direkte nedfældning i afgrøde	9	5	45	3	13	61	-20
Nedfældning græs (forår-sommer)	16	5	50	3	13	66	-15
Slangeudlæg. græs (forår-sommer)	22	3	40	3	12	55	-26

Disse tal stemmer rimeligt overens med Sørensen (2012) data i figur 4.6, hvor forskellen i værdital mellem nedfældet før såning af vårbyg og slangeudlagt på overfladen i vinterhvede er i størrelsesordenen 16% for svinegylle og 28-38% for kvæggylle, altså lidt højere end forskellene anført i tabel 5.1. Forskellen på regressionslinjerne i figur 4.6 (højre del) for henholdsvis nedfældet og slangeudlagt er $y_{N-S} = -0,628x + 66,1$, hvor y_{N-S} er faldet (% enheder) i værdital ved slangeudlægning i en voksende kornafgrøde i forhold til nedfældning på sort jord og x er ammoniumandelen (%) i den udbragte gylle. Ud fra dette udtryk kan det beregnes at det reelle værdital for slangeudlægning i foråret i en voksende afgrøde vil blive ca. 10% enheder lavere end det potentielle værdital ved en ammonium-andel på 90%, men ca. 35% enheder lavere ved en ammonium-andel på 50%. Dette baserer sig imidlertid kun på et enkelt forsøg, som ikke bør generaliseres; tabel 5.1. vurderinger baserer sig på en række forsøg, især Landsforsøg, under forskellige klima og jordforhold.

Det anbefales derfor at for udbringning af bioforgasset husdyrgødning og biomasse kan det reelle værdital estimeres som følger:

- Ved nedfældning på sort jord forår til en vårafgrøde er det reelle værdital $\approx$ det potentielle værdital
- Ved slangeudlægning på overfladen om foråret i en voksende kornafgrøde er det reelle værdital $\approx$ potentielle værdital – ca. 10% ved svinegylle og digestater med en høj ammonium-andel og – ca. 25 % ved kvæggylle og digestater med en lavere ammonium-andel.

5.3 BEREGNING AF POTENTIELLE VÆRDITAL BASERET PÅ BILAG 1 BIOMASSER DER ANVENDES SOM CO-SUBSTRAT OG SAMMENLIGNING MED UDNYTTELSESKRAV

Der er i projektet opsat en regnearksmodel til beregning af værdital for bilag 1 biomasser der anvendes som co-substrat og sammenligning med udnyttelseskrav samt analyse af modellens konsekvenser; dette regneark er vedlagt denne rapport. **Regnearksmodellen og de videre analyser** baserer sig på følgende forudsætninger og antagelser:

- Som **basis gylle input** er anvendt en ligelig **svine:kvæggylle blanding**, dvs. med en gns. udnyttelseskrav på 72,5%; dette svarer til det der er anvendt i den parallelle arbejde rapporteret af Sørensen (2015).
- **Kemiske karakteristika for Bilag 1 biomasser** der anvendes som co-substrat tager udgangspunkter i enten Agrotechnology-ATLAS databasen (Anonym, 2013), Fodermiddeltabellen (Møller, 2005), Normtal (Poulsen, 2014), eller andre kilder som angivet i bilaget (regnearket). Organisk N er som standard beregnet som total-N minus $\text{NH}_4\text{-N}$.
- For at variere på forholdet mellem **gylle:biomasse** der anvendes som co-substrat indenfor realistiske intervaller er der anvendt blandinger på **75:25**, men baseret enten på **tørstof** (som specificeret i slambekendtgørelsen⁴) eller **friskvægt** (biogastilskuds-bekendtgørelsen⁵) – hvilket i de fleste tilfælde giver ret forskellige resultater.
- Blandingernes **kemiske karakteristika** er beregnet som simple vægtede gennemsnit.
- Der er ikke beregnet på blanding af gylle med flere forskellige biomasser, som det typisk vil ske i praksis – dette er valgt for ikke at få uoverskueligt mange kombinationer og fordi rapporten først og fremmest skal give eksempler og illustrere data variabilitet.
- **Mineralisering af organisk N til $\text{NH}_4\text{-N}$ i biogasreaktoren** er på baggrund af data fremlagt kapitel 4 fastsat til **25% for kvæggylle (og kvæg-dybstrøelse og -møg)**, og **40% for svinegylle og alle andre biomasser**. Dette er suppleret med en følsomhedsanalyse af organisk N mineraliserings-parameteren sat til såvel 20% som 70%.
- Den **beregnete $\text{NH}_4\text{-N}$ andel + det beregnede værdital for eftervirkning** (beregnet som beskrevet ovenstående) antages at være det **bedste faglige skøn for den potentielle gødningsvirkning af digestatet** i tilførselsåret og eftervirkningsårene (første 10 år).
- Det **potentielle værdital** sammenlignes med det **beregnete, samvægtede udnyttelseskrav** jf. gødningsbekendtgørelsen, dvs. hvor udnyttelseskrav for husdyrgødning og bilag 1 biomasser er vægtet efter de indgående N indhold, under hensyntagen til hvad det **reelle værdital** kan forventes at blive i to konkrete udbringningssituationer (se afsnit 5.2).
- Er udnyttelseskravet langt mindre end de reelle værdital, diskuteres det om det vil være relevant at ændre udnyttelseskravene, enten til de biomasser der indgår eller generelt.

⁴ Slambekendtgørelsen (<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=13056>), Kapitel 4:

Opbevaring og anvendelse af affald, der tilføres husdyrgødningsbaserede biogas- eller forarbejdningsanlæg

§ 10. Hvis det afgassede affald indeholder mere end 75 % husdyrgødning regnet på tørstofbasis før afgasning, finder reglerne om opbevaring og anvendelse af forarbejdet husdyrgødning i bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage mv. anvendelse.

⁵ Bekendtgørelse om tilskud til biogasanlæg <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=141185>:

§ 11. Det var en betingelse for tilsagn om tilskud til etablering af biogasanlæg, at husdyrgødning udgør mindst 75 pct. i gennemsnit pr. år af den biomasse målt i tons, der anvendes til produktionen af biogas

5.4 RESULTATER FOR VÆRDITALS-ESTIMATER FOR BIOFORGASSEDE GØDNINGER

Bioforgasset svine- og kvæggylle

I tabel 5.2 ses sammensætning for den blandede gylle der er anvendt som basis biogas-input (75% på tør- eller vådvægtbasis) i alle videre beregninger. Såvel standard svinegylle som kvæggylle i beregningerne er den samme som i Sørensen (2015) for TS og tot-N. Det skal bemærkes at såvel Poulsen (2014) som Birkmose et al (2013) angiver noget højere TS; 6,6% henh. 8% og 5,8 henh. 7,9% for svin henh. kvæg, og det samme gælder for AgroTech-Atlas – men for sammenlignelighedens skyld er Sørensen (2015) tallene brugt.

Tabel 5.2 Kemiske karakteristika og beregnet potentielt værdital, lovmæssigt udnyttelseskrav og difference mellem potentielt værdital og udnyttelseskrav før og efter bioforgasning for svinegylle, kvæggylle og den 50:50 blanding der er anvendt som basis-input i efterfølgende beregning.

	Rå gylle									Bioforgasset gylle, beregnet					
Gylle som grundsubst rat	DM (TS) %	Tot-N kg/t	NH ₄ -N kg/t	VS % af DM	TAN %	Efter-virk. %totN	Værdi-tal pot. %	Udn. Krav %	Diff %	NH ₄ -N kg/t	TAN %	Efter-virk. %totN	Værdi-tal pot. %	Udn. krav %	Diff %
Svinegylle	4,31	4,24	3,18	80	75%	6%	81%	75%	6%	3,60	85%	4%	89%	75%	14%
Kvæggylle	7,41	3,65	2,19	80	60%	10%	70%	70%	0%	2,56	70%	8%	78%	70%	8%
Blandet	5,86	3,95	2,69	80	68%	8%	76%	72,5%	3%	3,08	78%	6%	83%	72,5%	11%

Som det fremgår, er der overensstemmelse mellem estimeret potentielt værdital og udnyttelseskrav for de **rå gylletyper**, 0% differens for kvæggylle og 6% for svinegylle. Hvis det reelle værdital for kvæggylle skal nå op på udnyttelseskravet forudsætter det derfor at al gyllen udbringes uden tab (dvs. nedfældet på sort jord nedfældet i græs eller udbragt forsuret) mens der for svinegylle er en mindre margen til tab; ved en ammonium-andel på 75% vil det reelle værdital ved udbringning med slæbeslanger i en voksende afgrøde dog jf. afsnit 5.2 blive $81\% - 75\% \cdot 0,63 - 66\% = 62\%$, dvs. 15% enheder under udnyttelseskravet.

Det ses dog også at det potentielle værdital øges med 14% for svinegyllen og 8% kvæggyllen når de **bioforgasses**, hvilket de nuværende udnyttelseskrav ikke tager højde for, men i realiteten vil disse højere værdital kun opnås ved nedfældning, næppe ved overfladeudbringning. Jvf. afsnit 5.2. vil det reelle værdital typisk blive ca. 15% lavere end det potentielle ved udbringning af bioforgasset gylle (ammonium-andel på knap 80%) med slæbeslanger i en voksende afgrøde som vinterhvede.

Bioforgassede blandinger af gylle og biomasser som co-substrat

For de i bilag 1 nævnte biomasser (se tabel 5.3. for nærmere detaljer og henvisning til kilder, tabel 5.4 for karakteristika) er der i tabel 5.5 henh. 5.6. beregnet potentielle værdital ved gylle:biomasse blandinger på 75:25 baseret enten på **tørstof** henholdsvis **friskvægt** basis, som tidligere nævnt for at på krav i henholdsvis slambekendtgørelsen eller biogastilskuds-bekendtgørelsen. Dette bevirker i nogle tilfælde i betydeligt forskellige resultater, i andre tilfælde kun mindre ændringer.

Tabel 5.3 Bilag 1 samt øvrige biomasser der indgår i analysen og nærmere beskrivelser, samt kilder.

Biomasser der samforgasses	Nærmere angivelse af typen af biomasse
Afgassede Energiafgrøder:	
Majs	Kolber/helsæd
Roer	Rod/helsæd
Korn	Kerner/helsæd
Græs	Helsæd fra konventionelle arealer i omdrift
Kløvergræs	Helsæd fra konventionelle arealer i omdrift - (ekskl. kløvergræs fra økol.)
Jordkokker	Rod/helsæd
Husdyrgødning	
Fiberfraktion (TS% <25%)	Fiberfraktion fra separeret husdyrgødning <i>OBS: data for <25% TS fra AgroTech-Atlas</i>
Fiberfraktion (TS% >25%)	Fiberfraktion fra separeret husdyrgødning <i>OBS: data for >25% TS fra AgroTech-Atlas</i>
Væskefraktion (<i>irrelevant for biogas</i>)	Væskefraktion fra separeret husdyrgødning, hvor fiberfraktionen afbrændes <i>Irrelevant for biog.</i>
Afgasset gylle (<i>1:1 sv:kv</i>)	Bilag 1: 75% husdyrgødning, 25% Andet organisk materiale > øvrige linier i tabeller
Dybstrøelse – fjerkræ	<i>Anonym (2013) Agrotechnology-Atlas: Chicken deep litter</i>
Dybstrøelse – kvæg	<i>Anonym (2013) Agrotechnology-Atlas: Cattle deep litter</i>
Dybstrøelse – svin	<i>Anonym (2013) Agrotechnology-Atlas: Pig deep litter</i>
Fast gødning – kvæg	<i>Anonym (2013) Agrotechnology-Atlas: Solid cattle manure</i>
Fast gødning – svin	<i>Anonym (2013) Agrotechnology-Atlas: Solid pig manure</i>
Anden husdyrgødning	Ikke defineret
Andre biomasser	
Slam & spildevand virks. A (SIBeK)*	A) Slam og spildevand samt produktrester fra forarbejdning af vegetabiliske råvarer og mejerier.
Slam & spildevand virks. B (SIBeK)*	B) Slam fra dambrug: – Slam fra ferskvandsdambrug og fra recirkulerede anlæg til fiskeopdræt.
Slam & spildevand virks. C (SIBeK)*	C) Slam fra forarbejdning af anim. råvarer: – Slam & flotationsfedt slagterier & levn.middelvir.
Spildevandsslam renseanlæg (SIBeK)	E) Spildevandsslam: – Slam fra off. og private rensningsanlæg til behandling af husspildevand
Kildesorteret org. dagrenovation	Kildesorteret organisk dagrenovation o.lign. samt madaffald fra storkøkkener og institutioner
Vinasse	<i>Værdier fra Fodermiddeltabellen – Kvæg</i>
Kartoffelfrugtsaft	<i>Fra http://www.starch.dk. 30, http://aks.avlerinfo.dk/media/25819/deklaration.pdf lidt lavere TS</i>
Pressesaft fra grøntpilleproduktion	<i>Ingen data tilgængelige</i>
Økologisk kløvergræs	Kløvergræs (helsæd) fra økologiske jordbrug
Naturpleje biomasse	Græsslet og anden biomasse fra naturarealer, der fremkommer ved naturpleje
Halm	Halm fra korn raps eller andre afgrøder. <i>OBS: Her er valgt gns af vårbyg og hvede</i>
Have-park affald	Have- og parkaffald: græsafklip og andre plantedele fra kom. arealer og private via genbrugsstat.
Restprodukter fra landbrug	Ikke halm, men andre kasserede afgrøde- eller foderrester fra landbrug
Animalske biprodukter	Hele kroppe eller dele af dyr, andre produkter fra dyr, ikke til konsum, fx. blod, fedt, mælk valle
Organisk affald fra erhverv	Organisk affald fra erhverv som ikke er animalske biprodukter. <i>Antaget = kildesort org affald</i>
Tang fra strande	Tang og ålegræs, opsamlet med strandrenser (Solrød Str.), indhold ved bortkørsel (gns., tabel 8)
Relevante biomasser udenfor bilag 1	
NovoGro	Restprodukter fra enzym- og insulinproduktion, <i>Novogro 30</i>
Fiskemel	Biprodukt fra fskeindustri; <i>se også Sørensen (2015)</i>
Fiskeensilage/affald	Restprodukt fra fskeindustri; <i>se også Sørensen (2015)</i>

***Slam og spildevand fra virksomheder (Slambekendtgørelsen):** Med undtagelser af kartoffelfrugtsaft og pressesaft fra grøntpillefabrikation, omfatter spildevandsslam følgende kategorier fra bilag 1 til Slambekendtg./Ny bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål: A) Slam og spildevand samt uforurenede produktrester fra forarbejdning af veg. råvarer samt slam og spildevand fra mejerier. B) Slam fra dambrug: Slam fra ferskvandsdambrug og slam og spildevand fra recirk. anlæg til fiskeopdræt. Slam fra indpumpningsdambrug. C) Slam fra forarbejdning af animalske råvarer: – Slam og flotationsfedt fra renseanlæg på slagterier og opskæringsvirksomheder opsamlet efter at spildevandet har været underkastet en primær rensning ved afløbsriste eller sigte med åbninger eller maskevidde på højst 6 mm i udløbsenden af processen eller tilsvarende systemer, der sikrer, at højst 6 mm stores fast partikler i spildevandet passerer, jf. biproduktforordningen – Slam og flotationsfedt fra renseanlæg på levnedsmiddelvirksomheder andre end slagterier og opskæringsvirksomheder. – Slam og flotationsfedt fra rensningsanlæg på fiskeindustrier

Tabel 5.4 Kemiske karakteristika, udnyttelseskrav og beregnet indhold af NH₄-N efter bioforgasning af Bilag 1 biomasser.

Biomasser der samforgasses	DM (TS)	Tot-N	NH ₄ -N	VS	Udnyt. krav	NH ₄ -N efter bioforgas.	
Afgassede Energiafgrøder:	%	kg/t	kg/t	% DM	%	kg/t	% TAN
Majs	31,0	3,91	0	95	40%	1,56	40%
Roer	20,5	1,96	0	95	40%	0,78	40%
Korn	34,0	5,49	0	94,5	40%	2,20	40%
Græs	35,0	8,75	0	90	40%	3,50	40%
Kløvergræs	30,0	8,31	0	90	40%	3,32	40%
Jordkokker	17,9	3,36	0	95	40%	1,34	40%
Husdyrgødning	DM (TS)	Tot-N	NH ₄ -N	VS	Udnyt	NH ₄ -N eft.	% TAN
Fiberfraktion (TS% <25%)	23,0	4,53	3,34	77	65%	3,82	84%
Fiberfraktion (TS% >25%)	30,9	10,26	3,93	87	65%	6,46	63%
Afgasset gylle (1:1 sv:kv)	5,86	3,95	2,69	80	72,5%	3,09	78%
Dybstrøelse - fjerkræ	56,6	24,8	6,1	74,3	45%	13,55	55%
Dybstrøelse - kvæg	25,2	7,2	1,4	76,5	45%	2,83	39%
Dybstrøelse - svin	28,2	6,6	2,1	74,5	45%	3,87	59%
Fast gødning - kvæg	21,9	5,3	1,3		65%	2,31	44%
Fast gødning - svin	24,5	8,0	3,0	80,0	65%	5,00	63%
Andre biomasser	DM (TS)	Tot-N	NH ₄ -N	VS	Udnyt	NH ₄ -N eft.	% TAN
Slam & spildevand virks. A (SIBeK)*	85	1	0	90	45%	0,40	40%
Slam & spildevand virks. B (SIBeK)*	29	19,6	1	90	45%	8,44	43%
Slam & spildevand virks. C (SIBeK)*	11	4,24	0,4	80	45%	1,94	46%
Spildevandsslam renseanlæg (SIBeK)	30	14,28	2,14	65	45%	7,00	49%
Kildesorteret org. dagrenovation	30	8,10	0	85	40%	3,24	40%
Vinasse	65	36,82	0	69,2	40%	14,73	40%
Kartoffelfrugtsaft	4,5	3,35	0,11	65	50%	1,41	42%
Økologisk kløvergræs	30,0	8,31	0	90	40%	3,32	40%
Naturpleje biomasse	50,0	7	0	85	40%	2,80	40%
Halm	80	3,72	0	95	0%	1,49	40%
Have-park affald	66,8	5,2	0,56	19,2	0%	2,42	46%
Restprodukter fra landbrug	50,0	5	1	80	40%	2,60	52%
Animalske biprodukter	10,3	3,71	0,4	80	40%	1,72	46%
Organisk affald fra erhverv	30	8,10	0	85	40%	3,24	40%
Tang fra strande	41,5	1,55		21	10%	0,62	40%
Relevante biomasser - udenfor bilag 1	DM (TS)	Tot-N	NH ₄ -N	VS	Udnyt	NH ₄ -N eft.	% TAN
NovoGro	32	8,7	0	65	40%	3,48	40%
Fiskemel	94,0	111,9	0	85	40%	44,76	40%
Fiskeensilage/affald	23,7	26,09	1,3	84	40%	11,22	43%

Tabel 5.5 Karakteristika af det bioforgassede digestat ved en 75:25 blanding af gylle:biomasse baseret på tørstofbasis, og estimeret potentielt værdital og udnyttelseskrav, samt difference mellem disse, ved en mineralisering af organisk N i biogasreaktoren på 25% for kvæggylle og –gødning, 40% for øvrige.

Biomasser der samforgasses	Biomasse/ gylle	TS fra biomasse	Tot-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	Eftervirk- ning	Pot. værdi- tal	Vægtet udnyt. krav	Diff.
Afgassede Energiafgrøder:	kg FV/t g	% af TS	kg/t	kg/t	TAN%	%tot-N	%	%	
Majs	63,0	25%	3,94	2,99	76%	6%	82%	71%	11%
Roer	95,3	25%	3,77	2,88	76%	6%	82%	71%	11%
Korn	57,5	25%	4,03	3,03	75%	6%	81%	70%	11%
Græs	55,8	25%	4,20	3,10	74%	7%	80%	69%	11%
Kløvergræs	65,1	25%	4,21	3,09	73%	7%	80%	69%	12%
Jordskokker	109,1	25%	3,89	2,91	75%	6%	81%	70%	11%
Husdyrgødning	Bio/gylle	TS biom	Tot-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	Efterv.	Værdi	Udnyt	Diff
Fiberfraktion (TS% <25%)	84,9	25%	3,99	3,14	79%	5%	84%	72%	12%
Fiberfraktion (TS% >25%)	63,3	25%	4,32	3,28	76%	6%	82%	71%	11%
Afgasset gylle (1:1 sv:kv)	333,3	25%	3,95	3,08	78%	5%	84%	73%	11%
Dybstrøelse - fjerkræ	34,5	25%	4,64	3,43	74%	7%	80%	68%	13%
Dybstrøelse - kvæg	77,5	25%	4,18	3,06	73%	7%	80%	69%	11%
Dybstrøelse - svin	69,2	25%	4,12	3,13	76%	6%	82%	70%	12%
Fast gødning - kvæg	89,1	25%	4,05	3,02	74%	6%	81%	72%	9%
Fast gødning - svin	79,8	25%	4,24	3,22	76%	6%	82%	71%	11%
Andre biomasser	Bio/gylle	TS biom	Tot-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	Efterv.	Værdi	Udnyt	Diff
Slam & spildevand virks. A (SIBeK)*	23,0	25%	3,88	3,02	78%	6%	83%	72%	11%
Slam & spildevand virks. B (SIBeK)*	67,4	25%	4,93	3,42	69%	8%	77%	66%	11%
Slam & spildevand virks. C (SIBeK)*	177,6	25%	3,99	2,91	73%	7%	80%	68%	12%
Spildevandsslam renseanlæg (SIBeK)	65,1	25%	4,58	3,32	73%	7%	79%	67%	12%
Kildesorteret org. dagrenovation	65,1	25%	4,20	3,09	74%	7%	80%	69%	12%
Vinasse	30,1	25%	4,90	3,42	70%	8%	77%	65%	12%
Kartoffelfrugtsaft	434,1	25%	3,77	2,57	68%	8%	76%	66%	10%
Økologisk kløvergræs	65,1	25%	4,21	3,09	73%	7%	80%	69%	12%
Naturpleje biomasse	39,1	25%	4,06	3,07	76%	6%	82%	70%	11%
Halm	24,4	25%	3,94	3,04	77%	6%	83%	71%	12%
Have-park affald	29,2	25%	3,98	3,06	77%	6%	83%	70%	13%
Restprodukter fra landbrug	39,1	25%	3,98	3,06	77%	6%	83%	71%	12%
Animalske biprodukter	190,6	25%	3,91	2,86	73%	7%	80%	68%	12%
Organisk affald fra erhverv	65,1	25%	4,20	3,09	74%	7%	80%	69%	12%
Tang fra strande	47,1	25%	3,84	2,97	77%	6%	83%	71%	12%
Relevante biomasser udenfor bilag 1	Bio/gylle	TS biom	Tot-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	Efterv.	Værdi	Udnyt	Diff
NovoGro	61,0	25%	4,22	3,10	74%	7%	80%	69%	12%
Fiskemel	20,8	25%	6,14	3,93	64%	9%	73%	60%	13%
Fiskeensilage/affald	82,4	25%	5,63	3,70	66%	9%	74%	61%	13%

Tabel 5.6 Karakteristika af det bioforgassede digestat ved en 75:25 blanding af gylle:biomasse baseret på **vådvægts basis**, og estimeret potentielt værdital og udnyttelseskrav, samt difference mellem disse ved en mineralisering af organisk N i biogasreaktoren på 25% for kvæggylle og –gødning, 40% for øvrige.

Biomasser der samforgasses	Biomasse/ gylle	TS fra biomasse	Tot-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	Eftervirk- ning	Pot. værdi- tal	Vægtet udnyt. krav	Diff.
Afgassede Energiafgrøder:	kg FV/t g	% af TS	kg/t	kg/t	%	%tot-N	%	%	
Majs	333	64%	3,94	2,70	69%	8%	76%	64%	12%
Roer	333	54%	3,45	2,51	73%	7%	79%	68%	12%
Korn	333	66%	4,33	2,86	66%	9%	74%	62%	12%
Græs	333	67%	5,15	3,18	62%	10%	71%	59%	13%
Kløvergræs	333	63%	5,04	3,14	62%	9%	72%	59%	13%
Jordskokker	333	50%	3,80	2,65	70%	8%	77%	65%	12%
Husdyrgødning	Bio/gylle	TS biom	Tot-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	Eftervirk.	Værdi	Udnyt	Diff
Fiberfraktion (TS% <25%)	333	57%	4,09	3,26	80%	5%	85%	70%	14%
Fiberfraktion (TS% >25%)	333	64%	5,52	3,92	71%	7%	78%	69%	9%
Afgasset gylle (1:1 sv:kv)	333	25%	3,95	3,08	78%	5%	84%	73%	11%
Dybstrøelse - fjerkræ	333	76%	9,15	5,70	62%	9%	72%	54%	18%
Dybstrøelse - kvæg	333	59%	4,77	3,02	63%	9%	72%	62%	10%
Dybstrøelse – svin	333	62%	4,60	3,28	71%	7%	78%	63%	16%
Fast gødning - kvæg	333	55%	4,28	2,89	67%	8%	76%	70%	5%
Fast gødning – svin	333	58%	4,95	3,56	72%	7%	79%	69%	9%
Andre biomasser	Bio/gylle	TS biom	Tot-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	Eftervirk.	Værdi	Udnyt	Diff
Slam & spildevand virks. A (SIBeK)*	333	83%	3,21	2,41	75%	6%	81%	70%	11%
Slam & spildevand virks. B (SIBeK)*	333	62%	7,86	4,42	56%	11%	67%	55%	12%
Slam & spildevand virks. C (SIBeK)*	333	38%	4,02	2,79	70%	8%	77%	65%	12%
Spildevandsslam renseanlæg (SIBeK)	333	63%	6,53	4,06	62%	9%	72%	57%	14%
Kildesorteret org. dagrenovation	333	63%	4,98	3,12	63%	9%	72%	59%	13%
Vinasse	333	79%	12,16	5,99	49%	13%	62%	48%	14%
Kartoffelfrugtsaft	333	20%	3,80	2,66	70%	7%	78%	68%	10%
Økologisk kløvergræs	333	63%	5,04	3,14	62%	9%	72%	59%	13%
Naturpleje biomasse	333	74%	4,71	3,01	64%	9%	73%	60%	13%
Halm	333	82%	3,89	2,68	69%	8%	77%	55%	22%
Have-park affald	333	79%	4,26	2,91	68%	8%	76%	50%	26%
Restprodukter fra landbrug	333	74%	4,21	2,96	70%	7%	78%	63%	15%
Animalske biprodukter	333	37%	3,89	2,74	71%	7%	78%	65%	13%
Organisk affald fra erhverv	333	63%	4,98	3,12	63%	9%	72%	59%	13%
Tang fra strande	333	70%	3,35	2,46	74%	7%	80%	65%	15%
Relevante biomasser udenfor bilag 1	Bio/gylle	TS biom	Tot-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	Eftervirk.	Værdi	Udnyt	Diff
NovoGro	333	65%	5,13	3,18	62%	10%	71%	59%	13%
Fiskemel	333	84%	30,93	13,50	44%	14%	58%	43%	15%
Fiskeensilage/affald	333	57%	9,48	5,11	54%	12%	65%	50%	15%

Af tabel 5.5 og 5.6 fremgår det, at der for **bioforgasning af den rene blanding af kvæg- og svinegylle** er en difference på 11% enheder i mellem det potentielle værdital og det nuværende samvægtede udnyttelseskrav. For **bioforgasning af gylle med andre biomasser** som co-substrat ligger differencen i gennemsnit lidt højere (12-14%), men denne er relativt lidt påvirket af om 75:25 blandingen af gylle:biomasse er baseret på tørvægts- eller vådvægtsbasis.

For **energiagrøderne** ses typisk at de samvægtede udnyttelseskrav ved en maksimal indblanding på vådvægtsbasis ligger på 59-68%, og de beregnede potentielle værdital ligger typisk 10-12% enheder højere – altså ikke væsentligt bedre end det der kan tilskrives den almene øgning af værditallet ved bioforgasning af den rene gylle. Dette skyldes at disse biomasser generelt er relativt kvælstoffattige; men ingen af dem har dog så lavt et N indhold at de er under grænsen på 3 kg N/ton for om de skal medregnes som organisk gødning jf. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler (Naturerhvervsstyrelsen, 2014).

For **husdyrgødnings-biomasserne** ses de største differenser for fiber-fraktion med et lavt tørstofindhold, og dybstrøelse fra svin og fjerkræ, hvor der specielt ved vådvægtsbaserede blandingsforhold ses 14-18% enheder højere potentielt værdital end udnyttelseskrav. Dette skyldes det høje tørstofindhold i disse fraktioner og dermed det store input af organisk og ammonium-N. For den faste husdyrgødning er der kun lille differens, men dette skyldes først og fremmest det højere udnyttelseskrav (65%) til denne gødningstype i forhold til fx dybstrøelse (45%).

Andre biomasser som slam, dagrenovation og NovoGro giver nogenlunde samme eller lidt højere differens end for den rene gylle, og dette gælder også for andre biprodukter (vinasse, animalske biprodukter, organisk affald fra erhverv). For tang fra strande resulterer det meget lave udnyttelseskrav (10%) i en lidt højere differens, mens for fiskeaffald bliver differensen først og fremmest lidt større (13%-15%) på baggrund af et meget højt N indhold i denne biomasse.

For **halm og haveparkaffald** resulterer udnyttelseskravet på 0% i en meget stor differens til det potentielle værdital på 22-26% enheder ved det høje indblandingsforhold. For disse to biomasser kan op til ca. 80% af tørstoffet komme fra den ekstra biomasse, og selvom N indholdet er lavt, så bliver det samvægtede udnyttelseskrav på kun godt 50% (max indblanding) og med et beregnet potentielt værdital på 76-77% opstår denne store differens. I praksis vil en så stor indblanding af halm eller haveparkaffald dog næppe forekomme, men det illustrerer problemstillingen med de biomasser, hvor der er sat et lavt N udnyttelseskrav.

5.5 FØLSOMHEDSANALYSE FOR MINERALISERINGSGRAD I BIOGASREAKTOREN

Resultaternes følsomhed for mineraliseringsgraden af organisk N i biogasreaktoren er undersøgt i tabel 5.7 for et udvalg af de mest relevante biomasser, hvor organisk N mineraliserings-parameteren er sat til enten 20%, 40% (standard) eller 70% (for såvel kvæg, svin som andre biomasser).

Som det fremgår af tabel 5.7, så øges NH_4 -andelen og dermed det potentielle værdital naturligvis med øget mineraliseringsgrad for organisk N, men samtidig reduceres eftervirkningen også, fordi der dermed også tilføres mindre organisk N, som er det der driver eftervirkningen. For husdyrgødningstyper som kvæggylle, -fiberfraktion og -dybstrøelse antages det, jf. resultaterne i kapitel 4, at mineralisering af N i biogasprocessen er forholdsvis lav, dvs. mindre end 40% og det betyder at det beregnede potentielle værdital ligger tæt på de nuværende vægtede udnyttelseskrav. Det samme vil formodentlig gøre sig gældende for spildevandsslam, mens biomasser som organisk husholdningsaffald, vinasse, majs og andre plantebiomasser må formodes at have en mineraliseringsgrad på mindst 40% eller væsentligt derover og det betyder at de potentielle værdital formodentlig ligger 15-30% enheder over det nuværende vægtede udnyttelseskrav.

Tabel 5.7 Betydning af om der under bioforgasningen mineraliseres 20, 40 eller 70% af det organiske N (for såvel kvæg, svin som andre biomasser) for estimeret potentielt værdital ved en ren gylle 75:25 blanding af gylle:biomasse baseret på **vådvægts basis** (dvs. 333 kg biomasse til 1000 kg gylle).

	Udnyt. krav biomassen	Mineralisering af N i biogasreaktor	TS fra biomasse	Tot-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	Efter- virk- ning.	Pot. værdi- tal	Vægtet udnyt. Kkav	Diff.
Biomasser	%	%	% af TS	kg/t	kg/t	%	%tot-N	%	%	
Blandet gylle til biogas	72,5%	20%	-	3,95	2,94	74%	7%	81%	72,5%	8%
		40%			3,19	81%	5%	85%	72,5%	13%
		70%			3,57	90%	2%	93%	72,5%	20%
Afgassede energiafgrøder:										
Majs	40%	20%	64%	3,94	2,40	61%	10%	71%	64%	6%
		40%			2,78	71%	7%	78%	64%	14%
		70%			3,36	85%	4%	89%	64%	25%
Husdyrgødning		Biomasse/gylle	TS biom	Tot-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	Efterv.	Værdi	Udnyt	Diff
Fiberfraktion (TS%>25%)	65%	20%	64%	5,52	3,50	63%	9%	73%	69%	4%
		40%			4,01	73%	7%	79%	69%	10%
		70%			4,76	86%	3%	90%	69%	21%
Dybstrøelse – fjerkræ	45%	20%	76%	9,15	4,66	51%	12%	63%	54%	9%
		40%			5,78	63%	9%	72%	54%	18%
		70%			7,47	82%	5%	86%	54%	32%
Dybstrøelse – kvæg	40%	20%	59%	4,77	2,84	59%	10%	70%	62%	8%
		40%			3,32	70%	8%	77%	62%	15%
		70%			4,04	85%	4%	89%	62%	27%
Andre biomasser		Biomasse/gylle	TS biom	Tot-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	Efterv.	Værdi	Udnyt	Diff
Spildevandsslam renseanlæg	45%	20%	63%	6,53	3,35	51%	12%	63%	57%	6%
		40%			4,14	63%	9%	73%	57%	15%
		70%			5,33	82%	5%	86%	57%	29%
Kildesort. org. dagrenovation	40%	20%	63%	4,98	2,61	52%	12%	64%	59%	5%
		40%			3,20	64%	9%	73%	59%	14%
		70%			4,09	82%	4%	87%	59%	27%
Vinasse	40%	20%	79%	12,16	4,04	33%	17%	50%	48%	2%
		40%			6,07	50%	13%	62%	48%	15%
		70%			9,12	75%	6%	81%	48%	33%
Halm	0%	20%	82%	3,89	2,39	61%	10%	71%	55%	16%
		40%			2,76	71%	7%	78%	55%	23%
		70%			3,33	86%	4%	89%	55%	34%
Have-park affald	0%	20%	79%	4,26	2,57	60%	10%	70%	50%	20%
		40%			3,00	70%	7%	78%	50%	27%
		70%			3,63	85%	4%	89%	50%	39%
Fiskeaffald/ensilage	40%	20%	57%	9,48	3,77	40%	15%	55%	50%	5%
		40%			5,20	55%	11%	66%	50%	16%
		70%			7,34	77%	6%	83%	50%	33%

Følsomhedsanalysen viser altså, at de antagelser der gøres om N mineraliseringsgraden under biogasprocessen er ret så afgørende for det beregnede potentielle værdital. Dette gælder i mindre grad for husdyrgødninger fra kvæg og formodentlig spildevandsslam, hvor data generelt indikerer lav omsættelighed, men især for de biomasser der har et højt N indhold og må formodes at have en høj omsættelighed, såsom frisk plantebiomasse, dagrenovation, mindre omsatte restprodukter fra fødevarerindustri etc. **Datagrundlaget er imidlertid endnu for usikkert til at konkludere om der generelt kan indregnes en højere mineraliseringsgrad end 40% for disse.**

5.6 DISKUSSION

Den nuværende regulering på biogas-området, der som udgangspunkt ikke kræver den ekstra N mineralisering og tilgængelighed fra gylle og andre biomasser der bioforgasset indregnet i udnyttelseskrevet, har været genstand for en del debat og analyser. Dette gælder især i forhold til påvirkning af N udvaskning (Knudsen, 2012; Vinther et al., 2012; Sørensen & Vinther, 2012; Sørensen & Børgesen, 2014); emnet behandles mere indgående i den rapport der er udarbejdet af Sørensen (2015) parallelt med indeværende arbejde, hvorfor der henvises til denne. Indeværende diskussion drejer sig derfor udelukkende om afgrødeudnyttelse og den reelle gødningsværdi i forbindelse med udnyttelsen af forskellige biomasser i biogasanlæg, og det faglige grundlag for fastsættelse af udnyttelseskrav til disse.

Som det fremgår af analysen, øger bioforgasning det potentielle værdital for såvel ren svinegylle som kvæggylle med ca. 8% enheder i forhold til ubehandlet gylle. Forskellen mellem potentielt værdital og det nuværende udnyttelseskrav øges derfor fra 6 til 14% enheder og fra 0 til 8% enheder for henholdsvis svine- og kvæggylle digestat (gns. 11% enheder højere end udnyttelseskrevet for en 50:50 blanding). Ved overfladeudbringning vil det reelle værdital dog blive mindre som følge af tab, afhængig af indholdet af tørstof og $\text{NH}_4\text{-N}$, og her kan bioforgasning af ren gylle bidrage til at nedsætte tørstofprocenten og dermed øge infiltrationsevnen, men samtidig øges potentialet for ammoniak tab, da såvel pH som $\text{NH}_4\text{-N}$ andelen stiger. Den beregnede øgning af værditalet stemmer godt overens med de praktiske og forsøgsmæssige resultater der viser ca. 10% enheders øgning af det aktuelle værdital for bioforgasset gylle, forudsat optimal udbringningsteknik med minimale tab (Birkmose, 2009).

Når der på biogasanlægget derudover tilsættes yderligere biomasser som co-substrat bliver det potentielle værdital i gennemsnit kun ca. 12-13% enheder højere end vægtet udnyttelseskrav, og det er relativt lidt påvirket af gylle:biomasse blandingsforholdet (25% på tørstof eller friskvægt basis). Denne øgning er altså af samme størrelsesorden (8-10% enheder) som for bioforgasning af den rene gylle. For de mere tørstof- og N-rige biomasser (f.eks. dybstrøelse eller fiskemel), vil en indblanding af 25% på vådvægtsbasis resultere i en større forskel på potentielt værdital og vægtet udnyttelseskrav, 15-18% enheder. Ved overfladeudbringning vil det reelle værdital dog blive tilsvarende mindre, for her er tørstofindholdet øget i forhold til den rene gylle, og dette påvirker det reelle værdital for overfladeudbringning negativt. For biomasser med meget lavt eller helt uden udnyttelseskrav (f.eks. halm, have-park affald, tang) resulterer dette også i en stor forskel på potentielt værdital og vægtet udnyttelseskrav, 22-26% enheder.

På baggrund af dette er der altså ikke grundlag for at øge udnyttelseskravene generelt for bilag 1 biomasser; standard udnyttelseskrevet på 40% for biomasser svarer godt til denne rapportes vurdering af N mineraliseringsgraden på 40% af organisk N under bioforgasning. Skal der ske en øgning af udnyttelseskrevet bør det derfor ske på digestat uanset input; man skal blot være opmærksom på at i så fald fjernes et væsentligt incitament for landmanden til at levere gylle til biogasanlæg og modtage afgasset digestat, og dermed kan man miste andre klima- og miljømæssige fordele ved produktion af biogas, f.eks. at bioafgasning alt andet lige medfører mindre N-udvaskning (Sørensen, 2015). Det virker dog uhensigtsmæssigt at nogle biomasser har et udnyttelseskrav på 0 eller 10%; udnyttelseskrevet bør i stedet for sættes til minimum 40% for alle biomasser der anvendes som co-substrat på biogasanlæg. Der kan også være behov for at kigge nærmere på meget N-rige biomasser, hvor forgasning typisk resulterer i noget højere potentielt værdital.

Analysen viser imidlertid også at variation i N mineraliseringsgraden under bioforgasning har stor indflydelse på den beregnede $\text{NH}_4\text{-N}$ andel, eftervirkning og dermed det potentielle værdital af digestatet. Der mangler pt. gode data på dette for mange af de forskellige biomasser der pt. er relevante på danske biogasanlæg. Fremtidige undersøgelser og forsøg bør derfor sikre at der skabes et bedre datagrundlag på dette for de forskellige biomasser fra især affaldsstrømme og energiafgrøder.

6. KONKLUSIONER

Værdital og udnyttelseskrav for organiske gødninger:

- Litteraturgennemgang af et stort antal markforsøg med husdyrgødning og digestater viser at det potentielle værdital i tilførselsåret, dvs. værditallet ved minimale N tab til miljøet, kan estimeres tilnærmelsesvist ud fra $\text{NH}_4\text{-N}$ andelen af total N i den tilførte organiske gødning, såfremt denne er over 50%.
- Eftervirkning af organisk N i husdyrgødning og digestat er lille, men akkumuleres over årene, og vil typisk over en 10 årig periode være i størrelsesordenen 5-8% af oprindeligt tilført total N.
- Summen af målt eller beregnet $\text{NH}_4\text{-N}$ andel (%) og de første 10 års eftervirkning (% af tilført tot-N) udgør et estimat for det potentielle værdital, der reelt vil kunne opnås ved best-practice i alle led af udbringning og afgrødeudnyttelse, f.eks. nedfældning på sort jord til en vårafgrøde med middel til lang vækstsæson. Det estimerede potentielle værdital for svinegylle er 81%, for kvæggylle 70%.
- For udbringning med slangeudlægning på jordoverfladen i foråret i en voksende afgrøde (f.eks. vinterhvede) vil det reelle værdital reduceres med ca. 10% enheder i forhold til det potentielle værdital ved en ammonium-andel på 90%, men op til ca. 35% enheder ved en lavere $\text{NH}_4\text{-N}$ andel på 50%.
- De nuværende lovgivningsmæssige udnyttelseskrav til N i husdyrgødning (svinegylle 75%, kvæggylle 70%) er kun få% enheder under eller lig med eller de estimerede potentielle værdital, og vil derfor i de fleste tilfælde kun kunne opnås ved udbringning med nedfældning eller anden lav-emissions teknik.

Mineralisering af N i biogasreaktoren

- Gennemgang af litteraturen og ekspert-konsultationer indikerer at andelen af organisk N der mineraliseres under bioforgasning af forskellige biomasser typisk er i størrelsesordenen omkring 40%, men kan variere betydeligt, og afhænger til dels af nedbrydningen af VS.
- For kvæggødning indikerer en del data at N mineraliseringsgraden er lavere, 20-30%, mens der for let omsættelige biomasser, som f.eks. energiafgrøder og husholdningsaffald, er indikationer på op til 70%. Datagrundlaget for sidstnævnte er dog tyndt og derfor behæftet med stor usikkerhed.

Beregningsmodel for værdital af bioforgasset gylle og forskellige biomasser:

- Der er opstillet en simpel beregningsmodel for N mineraliseringen når der bioforgasses gylle blandet med op til 25% (på tør- eller vådvægtsbasis) af de biomasser der normalt indgår som co-substrater. N mineraliseringsgraden er for kvæggødninger sat til 25%, for alle andre 40%. Beregningsmodellen estimerer endvidere eftervirkning af det organiske N i digestatet og beregner ud fra $\text{NH}_4\text{-N}$ andel og eftervirkning et estimat for det potentielle værdital.
- Bioforgasning øger det potentielle værdital for såvel ren svinegylle som kvæggylle med ca. 8% enheder i forhold til ubehandlet gylle. Forskellen mellem potentielt værdital og udnyttelseskrav øges derfor til 14% og 8% enheder for svine- henholdsvis kvæggylle digestat (gns. 11% enheder for en blanding).
- Når der anvendes bilag 1 biomasser som co-substrat bliver det potentielle værdital i gennemsnit kun ca. 12-13% enheder højere end vægtet udnyttelseskrav, og det er relativt lidt påvirket af gylle:biomasse blandingsforholdet (25% på tørstof eller friskvægt basis). Denne øgning er altså af samme størrelsesorden (8-10% enheder) som for den rene gylle.
- For biomasser med et højt tørstof og N indhold (f.eks. dybstrøelse eller fiskemel), vil en indblanding af 25% på vådvægtsbasis resultere i en større forskel på potentielt værdital og vægtet udnyttelseskrav, 15-18% enheder. Ved overfladeudbringning vil det reelle værdital dog blive tilsvarende mindre.

- For biomasser med meget lavt eller helt uden udnyttelseskrav (f.eks. halm, have-park affald, tang) resulterer dette også i en stor forskel på potentielt værdital og vægtet udnyttelseskrav, 22-26% enheder.
- Variation af N mineraliseringsgraden fra 20-70% har dog stor indflydelse på den beregnede $\text{NH}_4\text{-N}$ andel og dermed det potentielle værdital af digestatet. Øges mineraliseringsgraden til 70%, resulterer det i en høj differens mellem potentielt værdital og udnyttelseskrav, 22-27% enheder i gennemsnit.

Anbefalinger og fremtidig udvikling

- Der er klart mangel på mere solide data omkring N mineraliseringsgraden under bioforgasningen af forskellige biomasser. Da denne er vist at have afgørende betydning for $\text{NH}_4\text{-N}$ andel, eftervirkning og dermed potentielt værdital, bør det i fremtidige undersøgelser og forsøg sikres at der skabes et bedre datagrundlag på dette for de forskellige biomasser.
- På baggrund af denne rapportes faglige analyse med foreliggende data er der dog ikke grundlag for at øge udnyttelseskravene generelt for bilag 1 biomasser; det potentielle værdital øges med 8-10% enheder ved bioforgasning for såvel gylle som biomasser (differens til udnyttelseskrav på 12-13% enheder), og kan kun reelt opnås med best-practice udbringningsteknikker (der ikke er mulig i alle afgrøder).
- Standard udnyttelseskravet på 40% for biomasser svarer godt til denne rapportes vurdering af N mineraliseringsgraden på 40% af organisk N under bioforgasning.
- Det virker derfor uhensigtsmæssigt at nogle biomasser har et udnyttelseskrav på 0 eller 10%; udnyttelseskravet bør i stedet for sættes til minimum 40% for alle biomasser.
- Der kan også være behov for at kigge nærmere på meget N-rige biomasser, hvor bioforgasning typisk resulterer i noget højere potentielt værdital.

LITTERATUR

- Anonym (2013) AgroTechnologyATLAS – a database of information, tools and data about agro-environmental technologies, as well as the organic material, livestock manure and biomass it is handling. <http://www.agro-technology-atlas.eu/biomass.aspx>. Database opbygget af Agro Business Park under de EU-Interreg finansierede projekter *Baltic Manure*, *Baltic COMPASS*, *Baltic Compact*.
- Birkmose T.S. 2009. Nitrogen recovery from organic manures: improved slurry application techniques and treatment - the Danish scenario. Proceedings 656, International Fertiliser Society, York, U.K., 24 pp.
- Birkmose T., Hjort-Gregersen K., Stefanek K. (2013) Biomasse til biogasanlæg i Danmark - på kort og langt sigt. AgroTech rapport, revideret udgave, november 2013.
- Clemens J., Trimborn M., Weiland P., Amon B. (2006) Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 171–177.
- Delin S., Stenberg B., Nyberg A., Brohede L. (2012) Potential methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues. *Soil Use and Management* 28, 283–291
- Fredenslund A.M. m.fl. (2010) Udnyttelse af tang og restprodukter til produktion af biogas - FASE 1. Rapport, Solrød Kommune, Teknisk Administration, ISBN: 978-87-87949-01-9.
- Jensen L.S. (2013) Animal Manure Fertiliser Value, Crop Utilisation and Soil Quality Impacts. Chapter 15 in: *Animal Manure Recycling - Treatment and Management* (Eds. Sommer S.G., Christensen M.L., Schmidt T., Jensen L.S.). John Wiley & Sons Ltd., p. 295-328.
- Knudsen, L. (2012). Scenarieregning af afgang af husdyrgødning betydning for udvaskningen af kvælstof. Notat 11. oktober 2012. Videncentret for Landbrug
- Martin, J.H.Jr. (2004). A Comparison of Dairy Cattle Manure Management with and without Anaerobic Digestion and Biogas Utilization. Report to U.S. Environmental Protection Agency by Eastern Research Group Inc. 17 June 2004. EPA Contract No. 68-W7-0068, Task Order No. 400.
- Martin, J.H.Jr. (2005). An Evaluation of a Mesophilic, Modified Plug Flow Anaerobic Digester for Dairy Cattle Manure. Submitted to Kurt Roos AgSTAR Program U.S. Environmental Protection Agency by Eastern Research Group Inc. 20 July 2005. EPA Contract No. GS 10F-0036K Work Assignment/Task Order No. 9.
- Möller K. and Müller T. 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Eng. Life Sci.*, 12, 242–257.
- Møller J. (redaktør) (2005) Fodermiddeltabel – Sammensætning og foderværdi af fodermidler til kvæg. Dansk Kvæg, Rapport nr. 112.
- Naturerhvervsstyrelsen (2014) Vejledning om gødsknings- og harmoniregler, planperioden 1. august 2014 til 31. juli 2015. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, revideret februar 2015, ISBN 978-87-7120-639-5. <http://naturerhverv.dk/landbrug/goedning/goedningsplan/>
- Poulsen H.D. (2014): Normtal for husdyrgødning –2014, 33 sider. <http://anis.au.dk/normtal/>
- Pedersen (red.) (2003/2004/2005) Oversigt over Landsforsøgene 2003/2004/2005. Forsøg og undersøgelser i Dansk Landbrugsrådgivning. Landbrug og Fødevarer, Planteproduktion. Scanprint a/s.

- Petersen, J. & Sørensen, P. (2008) Gødningsvirkning af kvælstof i husdyrgødning – Grundlag for fastlæggelse af substitutionskrav. DJF Rapport Markbrug nr. 138. 111 pp.
- Reijs, J.W., Sonneveld, M.P.W., Sørensen, P., Schils, R.L.M., Groot, J.C.J. & Lantinga, E.A. (2007) Effects of different diets on utilization of nitrogen from cattle slurry applied to grassland on a sandy soil in The Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 65-79.
- Rigby and Smith (2014) The nitrogen fertiliser value and other agronomic benefits of industrial biowastes. *Nutr Cycl Agroecosyst* 98 137–154
- Schievano A., D'Imporzano G., Salati S., Adani F. (2011) On-field study of anaerobic digestion full-scale plants (Part I): An on-field methodology to determine mass, carbon and nutrients balance. *Bioresource Technology* 102, 7737–7744.
- Schröder J., Sørensen P. (2011) Role of mineral fertilisers in optimising the use efficiency of manure and land. *Proceedings* 701, International Fertiliser Society, UK.
- Schröder, J. J., Uenk, D. & Hilhorst, G.J. (2007). Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant and Soil* 299, 83–99.
- Schröder J., Bechini L., Bittman S., Brito M., Delin S., Lalor S., Morvan T., Chambers B., Sakrabani R., Sørensen P. (2013) Residual N effects from livestock manure inputs to soils In: Richards, K.G., Fenton, O., Watson, C. J. (Eds). *Proceedings of the 17th Nitrogen Workshop –Innovations for sustainable use of nitrogen resources*. 26th – 29th June 2012, Wexford, Ireland, p. 80-81. ISBN-10: 1-84170-588-8
http://programme.exordo.com/nitrogenworkshop2012/proceedings_v7.pdf
- Smith et al 2009 Nutrient Value of Digestate from Farm-Based Biogas Plants in Scotland. Report for Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department - ADA/009/06. ADAS UK (Data are from Martin (2004), Martin (2005) and Wright, et al. (2004)).
- Sørensen, P., Thomsen, I.K., Jensen, B. & Christensen, B.T. (2002) Residual nitrogen effects of animal manure measured by ¹⁵N. In: Østergård, H.S., Fystro, G. & Thomsen, I.K. (Eds.) *Optimal Nitrogen Fertilization -Tools for Recommendation*. *Proceedings from NJF seminar 322*. Danish Institute of Agricultural Sciences, DIAS Report Plant Production no. 84., p. 37-41.
- Sørensen, P. (2003). Udnyttelse og tab af kvælstof efter separering af gylle. *Grøn Viden, Markbrug* nr. 283, p 1-6.
- Sørensen, P. & Fernández, J.A. (2003) Dietary effects on the composition of pig slurry and on the plant utilization of pig slurry nitrogen. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 140, 343-355.
- Sørensen, P., Vinther, F.P., Petersen, S.O., Petersen, J. & Lund, I. (2003a) Høj udnyttelse af gyllens kvælstof ved direkte nedfældning. *Danmarks JordbrugsForskning, Grøn Viden, Markbrug* nr. 281. 6 pp.
- Sørensen, P., Weisbjerg, M.R. & Lund, P. (2003b) Dietary effects on the composition and plant utilization of nitrogen in dairy cattle manure. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 141, 79-91.
- Sørensen, P. & Thomsen, I.K. 2005. Separation of pig slurry and plant utilization and loss of nitrogen-15-labeled slurry nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 69, 1644-1651.
- Sørensen, P., Eriksen, J. 2009. Effects of slurry acidification with sulfuric acid combined with aeration on the turnover and plant availability of nitrogen. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131, 240-246.
- Sørensen P, Vinther FP (2012) Notat om udvaskningseffekt af afgasset gylle. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet. 22.11.2012.

- Sørensen P, Thomsen IK, Møller H, Khan AR, Olesen J, Christensen BT (2013) Anaerobic digestion of plant biomass and animal manure: effect on C retention in soil and plant available N. Proceedings of RAMIRAN 2013 Conference, Versailles, France.
- Sørensen P Børgesen CD (2014) Bilag 5: Beregninger vedrørende effekter af bioforgasning på N udvaskning. I: Fastsættelse af Baseline 2021, Teknisk rapport nr. 43 fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi 2014,
- Sørensen P. (2015) Kvælstofudvaskning og øget gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. Rapport udarbejdet for Miljøstyrelsen, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet.
- Tambone F., Scaglia B., D’Imporzano G., Schievano A., Orzi V., Salati S., Adani F. (2010) Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere* 81, 577–583.
- Yamashiro T., Lateef S.A., Ying C., Beneragama N., Lukic M., Masahiro I., Ihara I., Nishida T., Umetsu K. 2013 Anaerobic co-digestion of dairy cow manure and high concentrated food processing waste . *J Mater Cycles Waste Manag* 15, 539–547
- Wright, P et al. (2004). Preliminary Comparison of Five Anaerobic Digestion Systems on Dairy Farms in New York State. Department of Biological and Environmental Engineering, Cornell University, Ithaca, NY 14853. 2004 ASAE/CSAE Annual International Meeting.
- Vinther FP, Kristensen IS Sørensen P (2012) Notat om effekt af udnyttelsesprocent for afgasset gylle. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet. 8.10.2012.



Resume

Dette projekt har haft til formål at tilvejebringe et bedre fundament for at fastsætte den reelle kvælstof (N) gødningsværdi i forbindelse med udnyttelsen af forskellige organiske affaldsfraktioner i biogasanlæg.

Rapporten beskriver det faglige grundlag for de udnyttelseskrav, der eksisterer i dag til forskellige typer af organisk materiale, som spredes på landbrugsjord, samt gennemgår eksisterende viden om N gødningsværdi for de biomasser der kan anvendes i biogasanlæg og som der på nuværende tidspunkt ikke er fastsat specifikke udnyttelseskrav til.

Der er på denne baggrund opstillet en beregningsmetode, baseret på den kemiske sammensætning, for N gødningsværdien og dermed kan der på basis af dette fastsættes realistiske N udnyttelsesprocenter på biomasser der behandles på biogasanlæg fremadrettet, uden nødvendigvis at have gennemført et stort antal markforsøg.