

VIDENSYNTESE

Næringsstofforsyning og -recirkulering i økologisk jordbrug – udviklingsmuligheder og barrierer for vækst

Eriksen, J. (ed.), Sørensen P., Møller H.B., Kristensen H.L., Elsgaard, R., Hermansen, S., Laursen, C., Magid, J., Jensen L.S., Jespersen L.M. (ed.) 2023.



ICROFS

Internationalt Center for Forskning
i Økologisk Jordbrug og Fødevarer

Datablad

Titel:	Næringsstofforsyning og -recirkulering i økologisk jordbrug – udviklingsmuligheder og barrierer for vækst
Forfatter(e) og editorer:	Aarhus Universitet: (AU): Professor Jørgen Eriksen (ed.) og seniorforsker Peter Sørensen, Institut for Agroøkologi (AGRO), seniorforsker Henrik Bjarne Møller, Institut for Bio-og Kemiteknologi (BCE), videnskabelig assistent Rose Elsgaard og lektor Hanne Lakkenborg Kristensen, Institut for Fødevarer (FOOD). Innovationscenter for Økologisk Landbrug (ICOEL): Chefkonsulent Sven Hermansen, Næringsstoffer, planteproduktion, regeludvikling og specialkonsulent Casper Laursen, Recirkulering, gødsning, planteproduktion, Afd. for Planter og Jord. Københavns Universitet (KU): Lektor Jakob Magid og professor Lars Stoumann Jensen, Institut for Plante- og Miljøvidenskab (PLEN), Internationalt Center for Forskning i Økologisk Jordbrug og Fødevarer (ICROFS): Lizzie Melby Jespersen (ed.), Internationalt Center for Forskning i Økologisk Jordbrug og Fødevarer (ICROFS).
Fagfællebedømmelse:	Kapitel 2: Adjunkt Dennis Konnerup, FOOD, AU; Kapitel 3: Specialkonsulent Morten Winther Vestenaa, ICOEL; Kapitel 4: Adjunkt Veronika Hansen, PLEN, KU; Kapitel 5: Seniorforsker Anders Peter S. Adamsen, BCE, AU; Kapitel 6: Specialkonsulent Morten Winther Vestenaa, ICOEL.
Projektkoordinering og redigering	Projektkoordinator Lizzie Melby Jespersen, ICROFS, AU
Kvalitetssikring, ICROFS:	Projektkoordinator Lise Andreasen og Organic RDD Koordinator Malene Jakobsen, ICROFS, AU
Rekvirent:	Landbrugsstyrelsen, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (FVM)
Dato for bestilling/levering:	01.09.2022 /25.04.2023
Journalnummer:	2022-0415498
Finansiering:	Rapporten er finansieret gennem en allonge til "Rammeaftale om forskningsbaseret myndighedsbetjening" indgået mellem Miljøministeriet, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Aarhus Universitet under "Ydelsesaftale Planteproduktion 2023-2026". Allongen omfatter "Analyser

vedrørende udvalgte områder i forhold til økologiens udviklingspotentiale og barrierer”

Ekstern kommentering:

Nej

Eksterne bidrag:

Chefkonsulent Sven Hermansen og specialkonsulent Casper Laursen, ICOEL samt lektor Jakob Magid og professor Lars Stoumann Jensen, PLEN, KU har bidraget til rapporten.

Kommentarer til besvarelse:

Arbejdet med rapporten har været koordineret af ICROFS.

En sparringsgruppe bestående af eksperter fra erhvervet, samt centerleder Jakob Sehested og projektkoordinator Lizzie Melby Jespersen, ICROFS, har kommenteret på forskergruppens forslag til rapportens indholdsstruktur på et Teams møde og senere på en power point præsentation af rapportens indhold på et fysisk afholdt møde. Sparringsgruppens eksperter var:

- Bjarne Foged Larsen, Daka Denmark A/S, ReFood, formand for Brancheforeningen Genanvend Biomasse,
- Erik Ervolder Olesen, HedeDanmark A/S, Afdelingen for Miljø og Genanvendelse, fagspecialist,
- Morten Malling Helsted, Duesminde, planteavler med ny hønseproduktion ved Rødby,
- Richard de Visser, HortiAdvice, konsulent i grønsager på friland og økologi,
- Svend Daverkosen, Aarstiderne A/S, landbrugs- og miljøchef,
- Thomas Laugesen, Østdansk Landboforening, planteavlrsrådgiver.

Citeres som:

Eriksen, J. (ed.), Sørensen P., Møller H.B., Kristensen H.L., Elsgaard, R., Hermansen, S., Laursen, C., Magid, J., Jensen L.S., Jespersen L.M. (ed.) 2023. Næringsstofforsyning og -recirkulering i økologisk jordbrug – udviklingsmuligheder og barrierer for vækst. 112 sider. Vidensyntese fra ICROFS – Internationalt Center for Forskning i Økologisk Jordbrug og Fødevarer-systemer, Aarhus Universitet.

Fotos:

Lizzie Melby Jespersen, ICROFS:

Forside: Nedefældning af biogasgødning i græsmark.

Bagside: Nørreris biogasanlæg.

Indholdsfortegnelse

1. Baggrund, indhold og metode	6
2. Næringsstoffer fra mark- og gård - teknologier	8
2.1 Introduktion	8
2.2 Efterafgrøder og helårsgrøngødning	9
2.2.1 Lovpligtige og frivillige mellem- og efterafgrøder	9
2.2.2 Efterafgrøder med høj andel af bælglplanter og helårsgrøngødning	11
2.2.3 Efterafgrøder med høj andel af bælglplanter og betydning af vinterfasthed	12
2.2.4 Helårsgrøngødning	14
2.2.5 Betydning af etableringstidspunkt	15
2.2.6 Biomassens kvalitet og roddybde	15
2.3 Plantebaserede gødninger (PBG)	16
2.3.1 Udbytte- og gødningsvirkning af PBG	16
2.3.2. Potentiel produktion af N i PBG ved fordobling af det økologiske areal	17
2.3.3 Behandling og udbringning	18
2.3.4 N-virkning af rodbiomasse fra bælglplanter	19
2.4 Udnyttelse af N-rige afgrøderester af grøntsager i sædskiftet	19
2.4.1 Potentielt N-bidrag fra det økologiske grøntsagsareal	20
2.5 Kompost	21
2.5.1. Komposteringsmetoder	22
2.5.2 Virkning af kompost	22
2.5.3 Tab af N og drivhusgasser ved kompostering	24
2.6.4 Kompost på bedriftsniveau	25
2.6 Eftergødskning af grøntsager	26
2.8 Konklusion og vidensbehov	27
3. Gødningsregler og balancen mellem dyrehold og afgrøder	40
3.1 Gældende regler for anvendelse af gødning i økologisk jordbrug	40
3.1.1 EU's Økologiforordning – de danske statsregler	40
3.1.2 Arealbaserede tilskud til økologisk landbrug	42
3.1.3 Brancheanbefalinger fra økologierhvervet	43
3.1.4 Samlet effekt af regulering på næringsstoftildeling	44
3.2 Optimal anvendelse af N i sædskiftet	45
3.2.1 Gødningstyper og egenskaber	45
3.2.2 Sammenhæng mellem mælkeproduktion og planteavl i relation til næringsstofbalancer	47
3.2.3 Opgørelse af flytbar økologisk husdyrgødning	50
4. Recirkulering af næringsstoffer til økologisk jordbrug	53
4.1 Potentiale for næringsstofinput	53
4.1.1 Kortlægningsmetode til estimering af organiske affaldsressourcer	53
4.1.2. Resultater af kortlægning og estimering af organiske affaldsressourcer	54
4.1.3 Usikkerheder på estimeringen af potentielle gødningsressourcer	55
4.2 Skøn over muligheder for at tage ressourcer ind fra verdensmarkedet	57
4.2.1 Potentiel biomasse-import vurderet af nogle danske biogas-aktører	57
4.2.2 Potentiale for import af bio-baserede gødningsprodukter	58
4.2.3 Udenlandske leverandører og kvalitet af kommercielle gødninger til økologi	59
4.3 Risikofaktorer ved anvendelse af organiske ressourcer til gødningsformål	60

4.3.1 Vurdering af risici forbundet med dansk landbrugs anvendelse af spildevandsslam samt konventionel kvæg- og grisegylle	60
4.3.2 Risiko for human sundhed	61
4.3.3 Potentielt skadelige tungmetaller.....	61
4.3.4 Medicinrester.....	61
4.3.5 Spredning af antibiotikaresistens.....	62
4.3.6 Risiko for jordmiljøet.....	62
4.3.7 'Nye' og 'ukendte' risikofaktorer i organiske ressourcer	63
4.3.8 Mikroplast	63
4.3.9 PFAS	65
5. Biogasanlæg som kilde til næringsstofforsyning i økologisk jordbrug.....	69
5.1 Biogasteknologien.....	69
5.1.1 Biomasser og lovgivningskrav i relation til biogasfremstilling	69
5.1.2 Biogasanlæg der må levere afgasset biogasgødning til økologer	71
5.2 Kvalitet og karakteristika for afgasset biomasse	73
5.2.1 Næringsstofmineralisering og -sammensætning ved bioforgasning	73
5.2.2 N-udnyttelseskrav og gødningsværdi af afgasset biomasse	74
5.2.3 Tab af N ved udbringning af afgasset biomasse.....	76
5.2.4 Indhold af makronæringsstoffer i afgasset biomasse.....	78
5.3 Kløvergræs til biogasproduktion.....	78
5.3.1 Næringsstofindhold i kløvergræs	78
5.3.2 Slæt-strategi i relation til biogasproduktion	79
5.4 Anvendelse af vedvarende græs fra lavbundsområder og arealer, der ikke anvendes til afgrøder.....	81
5.4.1 Næringsstofudbytter i relation til slæt-strategi	81
5.5 Muligheder for at producere gødningsfraktioner, der kan målrettes specielle afgrøder og udnyttelse af fraktioner fra biogasanlæg inkl. filtre	84
5.5.1 Separation af afgasset biomasse.....	84
5.5.2 Resultater fra ClimOptic projektet	84
6. Recirkulering af næringsstoffer - Landbrugeren som slutbruger	90
6.1 Recirkulering af næringsstoffer og de økologiske principper	90
6.2 Landbrugets holdning til recirkulerede næringsstoffer	91
6.3 Madaffaldets vej fra by til mark	91
6.3.1 Kildesortering af affald.....	91
6.3.2 Logistik og posevalg	92
6.4 Økologiske landbrugs synergier med biogasanlæg (infrastruktur)	95
6.5 Biogasanlæg leverer gødning til økologiske landbrugsarealer	96
6.6 Biogasanlæg med KOD/madaffald som biomasse	98
6.7 Øko-landbrug som energi-råvareproducent	99
6.8 Øko-arealer som grundlag for landbrugets P-balancer	99
7. Udviklingsmuligheder og barrierer for næringsstofforsyningen i økologisk jordbrug - sammenfatning	102
7.1 Næringsstofforsyning ved fordobling af det økologiske areal	103
7.1.1 Det optimale kvælstofniveau	103
7.2 Barrierer for udnyttelse og recirkulering af næringsstoffer i økologiske jordbrug	105
7.2.1 Økologiregler.....	105
7.2.2 EU-Strategier for økologisk jordbrug	105
7.2.3 EU-reguleringsinitiativer for økologisk jordbrug.....	106
7.2.4 Omkostninger	106
7.2.5 Sædskifteudfordringer	107

7.2.6 Geografiske barrierer	108
7.3 Vidensbehov	109
7.3.1 Analyse af økologiens regelgrundlag i relation til de økologiske principper samt miljø- og klimamæssige udfordringer	109
7.3.2 Produktion af kløvergræs til økologisk protein- og energifremstilling	109
7.3.3 Oplysninger om andre næringsstoffer end N og P i organiske næringsstofressourcer	110
7.3.4 Udfordringer ved introduktion af flere bælplanter i sædskiftet	110

1. Baggrund, indhold og metode

Lizzie Melby Jespersen (ICROFS)

I Folketingets aftale om grøn omstilling af dansk landbrug (Landbrugsaftalen) af 4. oktober 2021 er det besluttet, at der skal udarbejdes en strategi for økologi, der kan understøtte en fordobling af det økologiske areal i 2030. Denne rapport fokuserer primært på næringsstofforsyningen (især kvælstof (N), men også fosfor (P)) til den økologiske planteproduktion ved en udvidelse af det økologiske areal med 300.000 ha i 2030.

Som input til Fødevarerministeriets arbejde med at udarbejde en aktionsplan til at nå målet om en fordobling af det økologiske areal i 2030 sammenstiller rapporten tilgængelige undersøgelser, publikationer og data vedrørende næringsstofforsyning og -recirkulering i økologisk jordbrug i relation til udviklingsmuligheder og barrierer for vækst.

Rapportens indhold og metode beskrives nærmere nedenfor. I kapitel 2 "Næringsstoffer fra mark- og gårdteknologier" beskrives dyrkningsmetoder og teknologier til at forbedre den interne recirkulering af næringsstoffer på bedriften. Kapitel 3 "Gødningsregler og balancen mellem dyrehold og afgrøder" behandler regler for anvendelse af gødning og tilskud til økologiske jordbrug, optimal anvendelse af kvælstof i sædskiftet samt sammenhængen mellem husdyrbrug og planteproduktion i relation til næringsstofbalancer. I kapitel 4 "Recirkulering af næringsstoffer til økologisk jordbrug" er der lavet en detaljeret oversigt over mængderne af relevante affaldsstrømme, som potentielt kan anvendes som gødning i økologisk jordbrug, gødningsimportmuligheder samt risikofaktorer ved anvendelse af organiske affaldsressourcer til gødningsformål. Kapitel 5 "Biogasanlæg som kilde til næringsstofforsyning i økologisk jordbrug" beskriver biogasteknologien, lovgivningskravene hertil, kvaliteten af afgasset biomasse afhængigt af udbringningsmetode samt anvendelse af kløvergræs og vedvarende græs fra lavbundsområder til biogasproduktion og gødning i økologisk jordbrug. Kapitel 6 "Recirkulering af næringsstoffer – landbrugeren som slutbruger" sætter recirkuleringen af næringsstoffer i relation til de økologiske principper, som udtrykt i EU's Økologiforordning (Reg. (EU) 2018/848), undersøger landbrugernes holdning til recirkulerede næringsstoffer og ser på logistikproblemer og andre udfordringer i relation til anvendelse af kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) via biogasanlæg til gødning i økologisk jordbrug. I det afsluttende kapitel 7 "Udviklingsmuligheder og barrierer for næringsstofforsyningen i økologisk jordbrug – sammenfatning" samles betragtningerne fra de forrige kapitler, og på basis heraf opstilles der en oversigt over de potentielle næringsstofkilder (N og P) til økologisk jordbrug i relation til det valgte scenarie med en forøgelse af det økologiske areal med 300.000 ha til planteproduktion. Barrierer og muligheder i relation hertil bliver diskuteret, og emner, hvor der er behov for mere viden for at få en tilstrækkelig og mere optimal næringsstofforsyning i økologisk jordbrug, er oplistet til sidst.

Rapporten bygger på beskrivende data, EU og dansk lovgivning, rapporter og data fra interesseorganisationer og akademiske publikationer. De udgivelser, der refereres til i rapporten, er fundet ved en afsøgning af relevant materiale i databaser over akademisk litteratur, såvel som rapporter fra interesseorganisationer og myndigheder. Rapporten bygger primært på danske data og undersøgelser og i de tilfælde, hvor der er benyttet forsøgsresultater fra andre lande, er dette angivet. Der er indsat referenceliste bagest i hvert kapitel, og kapitlerne kan læses selvstændigt. Så vidt det er muligt indeholder referencelisten digitale links til de undersøgelser og udgivelser, der refereres til i rapporten.

En sparringsgruppe bestående af eksperter fra erhvervet, samt centerleder Jakob Sehested og projektkoordinator Lizzie Melby Jespersen, ICROFS, har kommenteret på forskergruppens forslag til rapportens indholds-struktur på et Teamsmøde og senere på en PowerPoint præsentation af rapportens indhold på et fysisk afholdt møde.

Sparringsgruppens eksperter var:

- Bjarne Foged Larsen, Daka Denmark A/S, ReFood, formand for Brancheforeningen Genanvend Biomasse,
- Erik Ervolder Olesen, HedeDanmark A/S, Afdelingen for Miljø og Genanvendelse, fagspecialist,
- Morten Malling Helsted, Duesminde, planteavler med ny hønseproduktion ved Rødby,
- Richard de Visser, HortiAdvice, konsulent i grønsager på friland og økologi,
- Svend Daverkosen, Aarstiderne A/S, landbrugs- og miljøchef,
- Thomas Laugesen, Østdansk Landboforening, planteavlslrådgiver.

Forfatterne og ICROFS takker sparringsgruppen for gode input og diskussioner. Det understreges dog, at rapportens indhold udelukkende står for forfatternes regning.

2. Næringsstoffer fra mark- og gårdteknologier

*Rose Elsgaard og Hanne Lakkenborg Kristensen (AU-FOOD), Peter Sørensen (AU-AGRO),
Sven Hermansen (ICOEL)*

2.1 Introduktion

Næringsstoffer kan udnyttes bedre ved at tilbageholde og recirkulere dem internt på bedriften. Herved kan der spares på indkøb af gødning udefra, samtidig med at udvaskning af nitrat og frigivelse af klimagasser til miljøet reduceres. Hvis teknologierne er omkostningseffektive, kan det desuden være økonomisk fordelagtigt. Dette kapitel omhandler potentialer og barrierer for brug af teknologier i marken og på gården til at øge næringsstofudnyttelsen i økologisk plante-produktion. Bedrifter med ren planteavl og højværdiafgrøder (frugt, grøntsager mm) udgør en mindre del af det økologiske areal, 13 % i alt, heraf 2 % med grøntsager, men en lang række almindelige grøntsager bliver overvejende dyrket økologisk, bl.a. mere end 50 % af det samlede areal med grønkål, pastinak, rodpersille, rødbede, jordskok, rabarber, tomat og agurk i 2022 (Landbrugsstyrelsen, 2022a). Frugt og grøntsager har siden 2017 udgjort den største varegruppe målt på omsætning af økologiske fødevarer i Danmark (37 % i 2021) (Økologisk Landsforening, 2021; Danmarks Statistik, 2019).

Øget udnyttelse på gården og recirkulering falder godt i tråd med de økologiske principper, som udtrykt i EU's Økologiforordning (Reg. (EU) 2018/848 og ICROFS/IFOAM, 2021). I henhold til EU Økologiforordningen skal brugen af ikke fornybare ressourcer og eksterne input begrænses til et minimum (Artikel 6 b). Affald og biprodukter af vegetabilsk og animalsk oprindelse skal genanvendes i planteproduktion og animalsk produktion (Artikel 6 c) svarende til kredsløbs-princippet (ICROFS/IFOAM, 2021).

Dette kapitel omhandler teknologier vedrørende efterafgrøder, helårsgrøngødning, plante-baserede gødninger, kvælstof(N)-rige afgrøderester, kompost og eftergødskning, primært med fokus på grøntsagsdyrkning. Ordet teknologi er her brugt bredt om vidensbaserede driftsmetoder og maskinteknologier i marken og på bedriften. Flere af teknologierne bygger på det økologiske princip i EU Økologiforordningen, Artikel 6 a, om at jordbundslivet og jordbundens naturlige frugtbarhed, jordbundens stabilitet, jordens evne til at holde på vand og biodiversitet skal bevares og forbedres, tab af jordbundens indhold af organisk materiale, jordpakning og jorderosion skal forebygges og bekæmpes, og planternes næringsoptagelse skal hovedsagelig ske via jordbundens økosystem (sundhedsprincippet i IFOAMs principper).

Mange af teknologierne (fx efterafgrøder, helårsgrøngødning og kompostering) bruges allerede i dag. Andre, fx plantebaserede gødninger og N-rige afgrøderester, er sandsynligvis mindre

udbredte. Nogle teknologier er reguleret af landbrugs- og affaldslovgivningen men kan potentielt udnyttes mere og bedre. Fælles for mange af teknologierne er, at omfanget af deres nuværende udnyttelse kun er delvist dokumenteret for økologiske bedrifter. Deres implementering vil i høj grad afhænge af ny viden, miljø- og klimaregulering, samt prisudviklingen på gødninger tilladt i økologisk jordbrug og indtjeningen fra planteproduktionen. Hvis tilgængeligheden af eksterne næringsstoffer falder, eller udledningen af klimagasser ønskes reduceret, er det oplagt, både af hensyn til efterlevelse af de økologiske principper og af hensyn til produktion, miljø og klima, at mark- og gårdteknologier udnyttes bedre.

I Danmark gælder for økologien som helhed, at de økologiske kvægbrug står for en meget stor andel af næringsstofferne i den økologiske planteproduktion i kraft af deres store arealmæssige udbredelse. Hovedafgrøden på kvægbedrifterne er kløvergræs til foder, hvor kløveren fikserer frit N fra atmosfæren. Denne kvælstoffiksering udgør en potentiel stor kilde til næringsstofforsyning på økologiske planteavlsbedrifter (se kapitel 3.2.2). En vigtig ekstern kilde til næringsstoffer på planteavlsbedrifter er i dag den konventionelle griseproduktion (Hefner et al., 2022). Økologiske bedrifter med ren planteavl og produktion af højbærgrøder er afhængige af plantebaserede næringsstokilder internt på bedriften, som suppleres med eksterne næringsstokilder (Tei et al., 2020).

De forskningsforsøg, der refereres til i dette kapitel, er overvejende økologiske danske forsøg, og de er suppleret med relevante udenlandske studier. I det omfang at resultaterne ikke er fra det tempererede klimabælte, er landet angivet.

2.2 Efterafgrøder og helårsgrøngødning

2.2.1 Lovpligtige og frivillige mellem- og efterafgrøder

Økologiske bedrifter er omfattet af kravet om lovpligtige efterafgrøder. De fleste økologer udbringer organisk gødning svarende til mere end 80 kg udnyttet N/ha (harmoniareal). Der skal derfor etableres pligtige efterafgrøder på mindst 14,7 % af bedriftens efterafgrødegrundareal, hvis arealet er større end 10 hektar (Landbrugsstyrelsen, 2022b). Dette krav skyldes risiko for nitratudvaskning i jorden. De lovpligtige efterafgrøder må højst indeholde 25 % vinterfaste N-fikserende bælplanter i blanding med ikke-N-fikserende arter. En eftervirkning på 50 kg udnyttet N/ha skal trækkes fra den samlede økologiske N-kvote på 107 eller 65 kg udnyttet N/ha afhængigt af den valgte tilskudsordning for næste planperiode. Til sammenligning er den fastsatte eftervirkning på 25, henholdsvis 18 kg udnyttet N/ha for efterafgrøder uden N-fikserende arter, hvor hovedafgrøden er tildelt henholdsvis over eller under 80 kg udnyttet N/ha (Landbrugsstyrelsen, 2022b). Se kapitel 3.1 om regler for sædskifte og gødning.

Lovpligtige ikke-N-fikserende efterafgrøder bidrager med næringsstoffer til jorden og de efterfølgende afgrøder ved, at N, som ville blive tabt ved udvaskning, i stedet fastholdes og

recirkuleres i de øvre jordlag. Efterafgrøder med dybe rødder kan bringe næringsstoffer fra dybere jordlag op til dyrkningsfladen, så de kan udnyttes af den efterfølgende afgrøde (Kristensen et al., 2004; Talgre et al., 2012). Efterafgrøder kan på denne måde recirkulere næringsstoffer i et sædskifte, og selvom de ikke bidrager med ny N ved N-fiksering, kan de nedsætte gødningsbehovet i den efterfølgende dyrkningssæson. Akkumuleret N i efterafgrøderne olieræddike og vinterrug kan før nedmuldning om foråret udgøre 40 – 140 kg total N/ha (Ranells et al., 1996; Thorup-Kristensen et al., 2010; Li et al., 2015). Lovpligtige mellemafgrøder kan erstatte de lovpligtige efterafgrøder 2:1, men artsvalget er mere begrænset, da mellemafgrøderne skal bestå af olieræddike og/eller gul sennep eller græs. De kan således ikke indeholde N-fikserende bælgplantearter (Landbrugsstyrelsen, 2022b).

Efterafgrøder med N-fikserende bælgplanter tilfører N fra luften til dyrkningssystemet (se Tabel 2.1). I slovenske forsøg med kløvergræs med 25 % kløver kunne efterafgrøden akkumulere 91 kg N/ha, hvilket var 39 kg N/ha mere end efterafgrøder bestående af 100 % græsarter (Kramberger et al., 2013). I et dansk forsøg med kløvergræs og rajgræs som efterafgrøder før dyrkning af vårbyg blev der fundet 27 kg N/ha mere i overjordisk kløvergræsbiomasse i forhold til rent græs og 10 kg N/ha mere i rødderne (Li et al., 2014). I samme forsøg blev der fundet en øget optagelse i vårbyg (overjordisk biomasse) på 53 kg N/ha efter kløvergræs i forhold til rajgræs som forudgående efterafgrøde.

Forsøg i USA med rug i blanding med blodkløver og vikke (28 % bælgplanter) viste, at blodkløver kunne akkumulere 36 kg N/ha (dog ikke signifikant) og vikke 101 kg N/ha mere N, end når efterafgrøden udelukkende bestod af rug (Ranells et al., 1996). Forskellen i total-N i disse forsøg var generelt højere end forskellen i eftervirkning, som var på 25 kg N/ha mere for efterafgrøder med bælgplanter sammenlignet med efterafgrøden rug uden bælgplanter.

Frivillige efterafgrøder har potentiale til at recirkulere næringsstoffer og fikse N på bedriften ud over effekten af de lovpligtige efterafgrøder. Mange økologer benytter sig allerede af dette potentiale. En undersøgelse har vist, at økologer i gennemsnit har efterafgrøder i 25 % af deres marker med enårige afgrøder (Hermansen, 2022). Det vil afhænge af sædskiftets afgrødesammensætning, høsttider og behov for ukrudtsbekæmpelse, hvor meget denne procentdel kan forøges.

Jorden vil på sigt blive udpint for andre næringsstoffer som fx fosfor (P) og kalium (K) på grund af fraførsel af biomasse ved høst, medmindre de erstattes ved tilførsel med husdyrgødning, kompost, afgasset biomasse o.l., da det kun er N, der kan tilføres ved hjælp af N-fikserende bælgplanter. Udpining kan dog tage lang tid på jorder med høje P-tal. Efterafgrøder med bælgplanter kan imidlertid øge tilgængeligheden af P og K i jorden og på den måde bidrage til en større udnyttelse af disse næringsstoffer alene ved at frigive dem fra jorden (Løes et al., 2011). Efterafgrøder kan også forbedre den mikrobielle frigivelse af P i marken (Hallama et al., 2021). Efterafgrøder giver plantedække om vinteren og beskytter derved også mod tab af næringsstoffer som følge af erosion og overfladeafstrømning.

Tabel 2.1: Akkumuleret kvælstof (N) i efterafgrøders overjordiske biomasse med og uden bælplanter

Efterafgrøde	N i efterafgrøde (kg N/ha)	Kilder
100 % græs	52	(Kramberger et al., 2013)
75 % græs, 25 % kløver	91	
100 % rug	41-43	(Ranells et al., 1996)
72 % rug, 28 % blodkløver	77	
72 % rug, 28 % vintervikke	144	
100 % rug	56-140 alt efter nedmuldningstidspunkt	(Thorup-Kristensen et al., 2010)
Olieræddike	40	(Li et al., 2014)
Kløvergræs (rajgræs, rødkløver)	59	
Rødkløver	66	
Vintervikke	67	

2.2.2 Efterafgrøder med høj andel af bælplanter og helårsgøngødnings

Efterafgrøder og grøngødnings er ikke veldefinerede og afgrænsede begreber. I dette afsnit skelnes mellem efterafgrøder med en høj andel af bælplanter og helårsgøngødnings. Efterafgrøder med en høj andel af bælplanter (>25 %) dyrkes umiddelbart efter en hovedafgrøde med nedmuldning inden næste dyrkningssæsons hovedafgrøde. Helårsgøngødnings består af bælplanter i renbestand (fx lucerne) eller blanding med andre ikke N-fikserende arter, som dyrkes et helt år og nedmuldes før hovedafgrøden det efterfølgende år.

Til forskel fra de lovpligtige efterafgrøder er der ingen begrænsning på andelen af N-fikserende bælplanter i de ikke-lovpligtige efterafgrøder eller helårsgøngødnings. Efterafgrøder og grøngødnings kan etableres på forskellige måder og tidspunkter afhængigt af den forudgående hovedafgrøde og kan derfor fikse forskellige mængder N og resultere i forskellige gødningsvirkninger. Traditionelt set består disse efterafgrøder og grøngødnings af kløvergræs (blanding af kløver- og græsarter), men mange arter af bælplanter og græs kan bruges. Kløvergræs kan også bruges som salgsafgrøde til energiproduktion i biogasanlæg med returnering af den afgassede biomasse som gødning, da økologisk kløvergræs ikke er omfattet af de begrænsninger, der gælder for energiafgrøder, fx majs og sukkerroer – se også kapitel 5.1 (Energistyrelsen, 2022).

I et langvarigt sædskifteforsøg (25 år) sammenlignedes planteavlssystemer med kløvergræs-helårsgøngødnings, hvor grøngødningen enten blev afslået og efterladt på jordoverfladen eller høstet, kørt til bioforgasning og returneret som afgasset gødning til de øvrige afgrøder i sædskiftet (De Notaris et al., 2018a). Der blev opnået bedre samlede og økonomiske udbytter i sædskiftet, hvor kløvergræs blev høstet og anvendt som afgasset gødning i stedet for at blive efterladt frisk på jordoverfladen (Peter Sørensen, personlig meddelelse, 2023). Udveksling af biomasse og

næringsstoffer mellem landbrug og biogasanlæg beskrives nærmere i kapitel 5 og 6. Nedmuldning af efterafgrøder med bælplanter og grøngødning giver efterfølgende risiko for øget N-udvaskning og emission af klimagasser (Bergkvist et al., 2011). Li et al (2014) fandt dog ikke øget emission af lattergas (N₂O), som er en kraftig klimagas, efter dyrkning af N-fikserende efterafgrøder af kløver og vintervikke. Den ekstra N-udvaskning, der kan være efter nedmuldning af efterafgrøder og grøngødning, er normalt betydeligt mindre end reduktionen i N-udvaskning, mens de dyrkes (De Notaris et al. 2018a).

2.2.3 Efterafgrøder med høj andel af bælplanter og betydning af vinterfasthed

Efterafgrøder med en høj andel af bælplanter kan dyrkes i efteråret, hvorved bælplanternes N-fiksering kan øges, uden at det koster indtjening fra hovedafgrøderne i modsætning til helårsgødnings (Thorup-Kristensen et al., 2012). Afhængigt af sortsvalg og vejrforhold har bælplanter dyrket om efteråret i danske forsøg akkumuleret 57-194 kg N/ha i overjordisk biomasse (Tabel 2.2) (Mueller & Thorup-Kristensen, 2001). Danske forsøg har også vist, at sent efterårssået og sent forårsmuldnet efterafgrøde af vinterhestebønne, vinterært og vintervikke med eller uden iblanding af vinterrug kunne akkumulere op til 113 kg N/ha i overjordisk biomasse til en hovedafgrøde af hvidkål, hvilket kan være nok til at fuldgøde marken (**Fejl! Henvissningskilde i kke fundet.**) (Hefner et al., 2020). Hertil kommer N akkumulering i den underjordiske biomasse.

Efterafgrøder med høj andel af bælplanter er på den måde vigtige for den kortsigtede N-forsyning til forårsafrøder (Li et al., 2014), men også for den mere langsigtede jordfrugtbarhed ved opbygning af jordens indhold af organisk stof (Pullens et al., 2021).

Tabel 2.2: Akkumuleret kvælstof (N) i efterafgrøder med høj andel af bælplanter.

Efterafgrøde	Akkumuleret N (kg N/ha)	Kilder
Bælplanter i renbestand: vintervikke, fodervikke, blodkløver, aleksandriner-kløver, omvendt kløver	57-194	(Mueller et al., 2001)
Vintervikke	122	(Ciaccia et al., 2017)
Bælplanter i renbestand: vinterhestebønne, vinterært, vintervikke	71-113	(Hefner et al., 2020)
Bælplanter i 50/50 blanding med vinterrug: vinterhestebønne, vinterært, vintervikke	88-113	(Hefner et al., 2020)
Bælplanter i renbestand: alm. vikke, aleksandriner-kløver, blodkløver, vintervikke	95-134	(Thorup-Kristensen, 2006)

Danske forsøg har vist, at overvintrende vinterfaste vikke- og kløverarter fikserede mere N og medførte større N-optagelse i den efterfølgende afgrøde end ikke-vinterfaste vikke- og kløverarter. De ikke-vinterfaste arter gav dog stadig en højere N-optagelse i den efterfølgende afgrøde end rajgræs og vinterrug, der ikke fikserer N, men er vinterfaste (Tabel 2.3) (Thorup-Kristensen, 2006).

Tabel 2.3: Kvælstof(N)-eftervirkning i gulerod og kål efter vinterfaste efterafgrøder og efterafgrøder med bælplanter (Thorup-Kristensen, 2006)

	N optagelse i efterfølgende afgrøde (kg N/ha)
Vinterfast efterafgrøde (bælplanter)	126
Ikke vinterfast efterafgrøde (bælplanter)	104
Vinterfast efterafgrøde (ikke bælplanter)	82
Kontrol uden efterafgrøde	81

Eftervirkning af efterafgrøder i blandinger eller med bælplanter alene har givet eftervirkninger på 13-120 kg N/ha i kornafgrøder (Tabel 2.4) (Askegaard og Eriksen, 2007; De Notaris et al., 2019; Fontaine et al., 2020).

Tabel 2.4. Eftervirkning af efterafgrøder i artsblandinger eller renbestand af N-fikserende bælplanter i den efterfølgende vårbyg afgrøde på lerblandet sandjord JB4 og sandjord JB1 (i forhold til stigende mængde handelsgødning uden forudgående efterafgrøde).

Efterafgrøde	N-eftervirkning i kornafgrøde (kg N/ha)	Kilder
Kløver + rajgræs + cikorie, JB4*	13-50	De Notaris et al. 2019
Kløver + rajgræs + cikorie, JB4*	61-68	Fontaine et al. 2020
Rug + vikke, JB1	78	Askegaard og Eriksen, 2007
Renbestand: lupin, rødkløver eller hvidkløver, JB1	73-120	Askegaard og Eriksen, 2007

* To års forsøg. Kun data fra parceller med normalt høsttidspunkt er angivet.

Efterafgrøder med høj andel af bælplanter kan således bidrage til lige så høje udbytter i den efterfølgende hovedafgrøde som husdyrgødning mht. N-tilførsel, mens P og K stadig skal tilføres ved lave P- og K-tal i dyrkningsjorden (Thorup-Kristensen et al., 2012). Det er dog blevet påvist, at grøngødninger kan øge tilgængeligheden af P i marker med lave P-tal (Piotrowska-Długosz et al., 2020) i lighed med efterafgrøder. Undersåede flerårige arter som efterafgrøde eller helårsgrøngødning anbefales til at øge P-tilgængeligheden (Liu et al., 2015), der fandt en P-akkumulering på op til 15 kg P /ha i rødkløver. Fordi vinterfaste efterafgrøder med bælplanter fikserer mere N, mens korn og græsser som efterafgrøder er gode til at holde mineraliseret N i de øverste jordlag, kan de med fordel kombineres i en efterafgrødeblanding (Thorup-Kristensen, 2006). Endvidere kan kraftige efterafgrøder med god konkurrenceevne reducere bestanden af ukrudt.

2.2.4 Helårsgrøngødning

På bedrifter med ren planteproduktion og højbærgrøder skal helårsgrøngødning flettes mere bevidst ind i sædskiftet end på kvægbrug, fordi helårsgrøngødning dyrkes i stedet for en hovedafgrøde, som giver en direkte indtjening. Helårskløvergræs påvirker udbyttet af den efterfølgende vinter- eller vår-kornafgrøde positivt og har samtidig også en langsigtet gødnings-effekt, fordi den nedmuldede biomasse øger jordens indhold af organisk stof, som løbende mineraliseres til plantetilgængeligt N (Pullens et al., 2021). Desuden gøder kløveren også græsset i vækstperioden med op til 15 % af N fikseret fra atmosfæren (Dhamala et al., 2017).

Danske forsøg har vist, at kløvergræs dyrket som helårsgrøngødning i et sædskifte imellem vårbyg og vinterhvede, kan akkumulere 100-600 kg N/ha i overjordisk biomasse (Tabel 2.5) afhængigt af etableringstidspunkt og antal slæt (Olesen et al., 2009). De 600 kg N/ha blev opnået på en lerblandet sandjord uden gødskning med 2-5 slæt og en stubhøjde på 5-7 cm. Akkumuleringen af N afhang desuden af tildelt gødning til den foregående afgrøde, hvor 50 kg $\text{NH}_4\text{-N}$ /ha til vårbyggen bevirkede, at N-fikseringen i kløvergræs blev reduceret med 45 kg N/ha. Dette medførte et lavere høstudbytte i den efterfølgende vinterhvede. Hvedekvaliteten var i øvrigt bedre efter kløvergræs (højere N-koncentration), muligvis forårsaget af den løbende mineralisering af grøngødningen i løbet af sæsonen.

Tabel 2.5: Akkumuleret kvælstof (N) i helårsgrøngødning.

Afgrøde	Akkumuleret N	Kilde
Rødkløver	217 kg N_{tot} /ha	(Elfstrand et al., 2007)
Kløvergræs (hvidkløver, rødkløver, alm. rajgræs, alm. hundegræs, engsvingel, engrottehale)	324 kg N/ha	(Oberson et al., 2013)
Bælgplanter i renbestand: rødkløver, alm. kællingetand, lucerne, hybrid lucerne, hvid stenkløver	114-206 kg N/ha	(Talgre et al., 2012)
Kløvergræs	100-600 kg N/ha	(Olesen et al., 2009)

Helårsgrøngødning giver bedst N-effekt, når marken afslås 3-4 gange pr år, idet C/N forholdet i biomassen falder med stigende hyppighed af slæt. Helårsgrøngødning kan mere end halvere ukrudtstrykket i den efterfølgende afgrøde, og ukrudt holdes nede i flere år, hvilket giver mindre konkurrence om næringsstofferne (Melander et al., 2020). Selvom helårsgrøngødning kan øge udbyttet for den efterfølgende afgrøde betydeligt, er der en aftagende effekt hen over sædskiftet.

Bælgplanter som efterafgrøde i stedet for helårsgrøngødning kan løbende forsyne efterfølgende afgrøder med N og giver højere udbytter gennem hele sædskiftet sammenlignet med helårsgrøngødning fx hvert 5. år (Løes et al., 2011). I et langvarigt sædskifteforsøg ved Aarhus Universitet blev planteavlssystemer med kløvergræs som helårsgrøngødning hvert 4. år (slået og efterladt i marken) sammenlignet med systemer med kløvergræs som efterafgrøde de fleste år og

salgsafgrøder hvert år gennem 25 år. Der blev samlet set opnået højere udbytter i sædskifter med efterafgrøder de fleste år (Peter Sørensen, personlig kommunikation, 2023). Forsøget har dog også vist, at gentagen etablering af kløver i efterafgrøder kan give problemer med kløvertræthed.

2.2.5 Betydning af etableringstidspunkt

Uanset om bælgplanter dyrkes som efterafgrøder eller helårsgrøngødning, kan de undersøges sammen med hovedafgrøden i løbet af dyrkningssæsonen eller sås efter høst af hovedafgrøden. Bælgplanter fikserer mere N jo længere vækstperiode de har, og ældre planter har bedre etablerede knoldbakterier. Derfor er en tidlig etablering gennem undersåning en fordel (Pedersen, 2021). De tidligt såede efterafgrøder akkumulerer både mere tørstof og mere N. Efterafgrøder af blodkløver og en hvede-vikke blanding sået i slutningen af august havde et N-indhold i slutningen af april på henholdsvis 125 kg N/ha og 144 kg N/ha i modsætning til 54 kg N/ha og 99 kg N/ha ved såning en måned senere (Odhiambo et al., 2001). Efterafgrøder kan også med fordel sås ved den sidste radrensning i rækkesået korn for at opnå bekæmpelse af ukrudt og større plantedække (Bertelsen, 2017). Generelt er der kun få forsøgsresultater fra etablering af efterafgrøder med høj andel af bælgplanter i forhold til deres indvirkning på N-akkumuleringen (De Notaris et al., 2019).

2.2.6 Biomassens kvalitet og roddybde

Gødningsvirkningen af efterafgrøder med bælgplanter og helårsgrøngødning afhænger af, hvor meget N, der er tilgængeligt, når den efterfølgende afgrøde har brug for det. Det afhænger altså af mængden af N i biomassen, men også af mineraliseringen, som igen afhænger af andre forhold, bl.a. jordtemperatur, vandindhold, mikrobiomets samt mikro- og makrofaunaens sammensætning og ikke mindst af biomassens kvalitet. C:N forholdet er en vigtig faktor for, hvor hurtigt N mineraliseres (Cherr et al., 2006), og selvom C:N forholdet generelt stiger jo ældre planterne bliver, er dette ikke så udpræget for bælgplanter som for andre plantefamilier. Nedmuldning af grøngødning kan derfor med fordel udskydes til sent på foråret så N-fikseringsperioden forlænges (Thorup-Kristensen et al., 2003). Mineraliseringen foregår hurtigst og med færrest tab af næringsstoffer ved nedmuldning i jorden i modsætning til at plantematerialet efterlades på jordoverfladen (Lynge et al., 2022).

Vinterfaste bælgplanter frigiver mineralsk N i form af nitrat (NO_3^-) i de øverste jordlag, mens nitratudvaskningen er begrænset. Ikke-vinterfaste bælgplanter efterlader derimod mineraliseret nitrat dybere i jordprofilet afhængigt af jordtype og overskudsnedbør på grund af mineralisering og udvaskning over længere tid (efter nedfrysning om vinteren) (Thorup-Kristensen, 2006). Det kan derfor betale sig at overveje, hvor dybe rødder den efterfølgende hovedafgrøde forventes at få, når man vælger efterafgrøder med bælgplanter. Tidligt høstede afgrøder har mere overfladiske rodsystemer. Bælgplanter kan fx efterlade samme mængde mineralsk N som andre efterafgrøder i det øverste jordlag, men betydeligt mere i dybere jordlag (Thorup-Kristensen, 2006). På den måde vil bælgplanter i efterafgrøden kunne give højere udbytter for efterfølgende afgrøder med dybe rødder, men omvendt kunne føre til højere udvaskning ved afgrøder med et mere overfladisk

rodsystem. Det kan dog i praksis være en udfordring at tage dybe jordprøver i hver mark og derfor svært at medregne denne N-pulje, selvom den kan bidrage med mere end 100 kg N/ha, hvis en afgrøde med dybe rødder dyrkes efterfølgende (Thorup-Kristensen, 2006).

En del af det mineralske N i jorden indregnes i den lovbestemte regulering af eftervirkningen af efterafgrøder, men hvor meget, der reelt bliver udnyttet, afhænger altså i høj grad af roddybden på den efterfølgende afgrøde, jordtypen og de klimatiske betingelser.

2.3 Plantebaserede gødninger (PBG)

Plantebaserede gødninger (PBG) defineres her som plantebiomasse, der er høstet eller samlet for at blive tilført som gødning et andet sted og/eller tidspunkt. Plantebaserede gødninger kaldes også for mobile grøngødninger og gør planteproducenten mindre afhængig af N-gødning udefra.

Eksempler på PBG er høstet biomasse af efterafgrøder, sommer- og helårsgrøngødning samt anden opsamlet biomasse. Plantebiomassen kan komposteres, men kompost er først og fremmest et jordforbedringsmiddel med lav direkte N-gødningsvirkning, da den altovervejende del af kvælstoffet er organisk bundet. Derfor behandles kompost selvstændigt i afsnit 2.5. Der gælder i store træk de samme forhold for PBG af efterafgrøder samt sommer- og helårsgrøngødning mht. etablering og dyrkningsperiode som beskrevet for efterafgrøder og helårsgrøngødning ovenfor. Der er dog også vigtige forskelle. For at få den mest effektive gødningsvirkning ud af PBG, er målet at maksimere mængden af høstet biomasse under hensyntagen til at gødningen skal have et lavt C:N forhold. Derfor skal PBG høstes tidligt og opsamles til anvendelse på en anden mark med eller uden stabilisering (fx ensilering eller bioforgasning), afhængigt af tidspunktet for behov for gødskning i modsætning til praksis for efterafgrøder og helårsgrøngødninger (Lyng et al., 2022).

2.3.1 Udbytte- og gødningsvirkning af PBG

Danske forsøg med sommergrøngødning til PBG på sandblandet lerjord har vist, at gentagen høst og opsamling gav et højt N-udbytte (300-630 kg N/ha) for flerårige arter af bælgeplanter som rødkløver, lucerne og kløvergræsblanding. C:N forholdet lå mellem 10 og 15. Dette lave C/N forhold stimulerer mineralisering frem for immobilisering af N (Tabel 2.6) (Lyng et al., 2022). Det samme forsøg viste, at gødningsvirkning og udbytte i hvidkål (pelletteret PBG) og porrer (frisk PBG) var på højde med animalsk gødning når C:N var under 18 i PBG. På den måde kan produktion af PBG fra ét areal række til gødskning af hovedafgrøder på et 3-5 gange så stort areal, alt efter hvilke afgrøder der dyrkes (Sorensen et al., 2018). Énårige arter (hestebønne, lupin og ært) anvendt som PBG gav også et godt, men lavere N-udbytte på 200-300 kg N/ha med et C:N forhold på 11-15 i de fleste tilfælde. Frø fra énårig hestebønne og lupin gav et udbytte på ca. 200 kg N/ha med et C:N forhold på 8-9 (Lyng et al., 2022). Effektiv produktion af PBG kræver, at sæsonens længde udnyttes, og at der vandes ved tørke. Andre forsøg har vist, at etablering med en højere plantetæthed resulterede i et højere blad:struktur forhold (højere andel af bladmateriale),

specielt i opretvoksende grøngødning med heraf følgende lavere C:N forhold og hurtigere mineralisering (Cherr et al., 2006).

Tabel 2.6: Akkumuleret kvælstof (N) i plantebaseret gødning og N-gødningsvirkning.

Afgrøde	Akkumuleret N (kg N/ha)	C:N forhold (gennemsnit for slæt på tidlige vækststadier)	1. års N-virkning	Kilder
Flerårige bælplanter: Lucerne, rødkløver, kløvergræs; 70 % alm. rajgræs + 30 % rødkløver; hvidkløver	300-630	9,5-19,2 (13)	I hvidkål og porre: 20-49 % (hønsegødning: 29-42 %)	(Lyng et al., 2022)
Enårige bælplanter: Hestebønne, blå lupin, alm. Ært	100-330	8,1-20,6 (13)		(Lyng et al., 2022)
Ensileret blanding: Alm. rajgræs, lucerne, cikorie, lancet-vejbred, kommen; ren lucerne			I vårbyg: 52-68% (kvæggylle: 58 %)	(De Notaris et al., 2018)
Biogasfermenteret blanding: Alm. rajgræs, lucerne, cikorie, lancet-vejbred, kommen; ren lucerne			I Vårbyg: 65-86 % (kvæggylle: 65 %)	(De Notaris et al., 2018)

2.3.2. Potentiel produktion af N i PBG ved fordobling af det økologiske areal

Bruges det lave og høje produktionsniveau i Tabel 2.6 i en udregning, hvor det antages, at bælplanter dyrkes hvert 6. år, kan der produceres mellem 17 og 105 kg N/ha pr. år på det nuværende ca. 300.000 ha økologiske areal i Danmark, der potentielt fordobles til 600.000 ha i 2030. Der er valgt et forsigtigt sædskifte med bælplanter hvert 6. år for at undgå bælplante-sædskiftesygdomme. Dette skal ses i forhold til, at der i dag allerede dyrkes 110.000 ha med bælplanter (80.000 ha kløvergræs, 30.000 ha bælplanter) ud af 235.000 ha, hvis man tager højde for, at ca. 65.000 ha er kløvergræs udenfor omdrift (i.e. permanent græs) (Sven Hermansen, personlig kommunikation, 2023). I udregningen tages udgangspunkt i en uændret fordeling af afgrøder, dvs. uden en eventuel stigning i arealet med bælplanter til fødevarer. Den totale mængde N i PBG, der kan produceres på landsplan ved et fordoblet økologisk areal, er ved denne beregning 10.000-630.000 t N/år. Hvis værdierne for N-virkning i porre og hvidkål anvendes (Tabel 2.6) (Lyng et al. (2022) er mængden af N i PBG, der kan udnyttes i regneeksemplet, 18-

42 kg N/ha/år beregnet som gennemsnit for hele det danske økologiareal på 600.000 ha med dyrkning af PBG hvert 6. år. PBG kan altså bidrage anseligt til det økologiske gødningsregnskab. Det kan dog være en barriere, at planteavlere ser det som en risiko at sætte en sjettedel af deres areal af til produktion af PBG i tilfælde af, at kløveren skulle slå fejl, specielt hvis de har forpagtet jorden. En yderligere barriere er, at PBG teknisk set skal tælles med i gødningsregnskabet, selvom der kun efterlades rødder og små stubbe, mens efterafgrøder og helårsgrøngødning blot indgår som eftervirkning. På den måde indgår PBG dobbelt i gødningsregnskabet (eftervirkning + gødning), hvilket ikke er hensigtsmæssigt.

2.3.3 Behandling og udbringning

PBG kan anvendes frisk eller stabiliseret før såning eller plantning af en hovedafgrøde eller fx ved eftergødskning af en rækkeafgrøde. PBG skal nedmuldes mellem rækkerne, inden de lukker til. Der skal typisk tilføres et forholdsvis højt volumen af PBG-biomasse, især hvis den er frisk, for at opnå den ønskede N-tildeling. Hvis PBG ikke udbringes frisk efter høst, skal den stabiliseres til senere brug. Dette kan ske i form af fx tørring eller ensilering på bedriften eller via et biogasanlæg (dog returneres typisk en biogasgødning af biomasser med forskellig oprindelse). N-virkningen af PBG afhænger af råmaterialerne, stabiliserings- og udbringningsteknik. Danske forsøg har ikke vist forskel i gødningseffekt af frisk, ensileret eller tørret grønmasse (Sørensen et al., 2018).

I flere forsøg er der fundet sammenlignelige høstudbytter for hovedafgrøder gødet med samme N-mængde i henholdsvis PBG og fjerkrægødning - både for frisk, tørret og ensileret PBG (Hefner et al., 2021; Lyngé et al., 2022). Et andet studie viste, at ensileret PBG havde en N-gødningsværdi på 32-48 % og kvæggylle en N-gødningsværdi på 56 % af mineralsk gødning i vårbyg (Sørensen et al., 2013). En 1. årsvirkning under 50 % for nogle PBG og afgrøder viser, at der de efterfølgende år mobiliseres yderligere kvælstof. Det er kvælstof, som potentielt gøder de efterfølgende afgrøder eller tabes til omgivelserne. Derfor er design af et robust sædskifte en central del af planlægningen på et økologisk markbrug.

For at få den bedste gødningsvirkning af PBG skal det indarbejdes i jorden hurtigst muligt, hvilket lettes af en forudgående findeling (Elfstrand et al., 2007; Hefner et al., 2021; Lyngé et al., 2022; Sørensen et al., 2018). PBG kan nedmuldes lige under jordens overflade og placeres tæt på planterækkerne (De Notaris et al., 2018b; Sørensen et al., 2011). Der er imidlertid ikke fundet forskellig N-virkning, hvis PBG bliver indarbejdet ved pløjning eller ved harvning (Sørensen et al., 2013). Direkte indarbejdet frisk rødskløver havde en bedre virkning på jordfrugtbarhedsparametrene enzymaktivitet, bakterie- og svampebiomasse frem til slutningen af dyrknings-sæsonen sammenlignet med indarbejdet komposteret eller biogasfermenteret rødskløver (Elfstrand et al., 2007). Ensileret rødskløver havde lignende N- og K-frigivelse samt N- og K-værdier i jorden efter gødskning som fjerkrægødning, mens P-tilførslen var lavere i ensileret rødskløver (ved samme N-tilførsel). Det anbefales derfor at bruge denne gødningstype på jorder med høje P-tal

(Hefner et al., 2021). PBG kan dog reducere P-binding i jorden og på den måde gøre jordens P mere plantetilgængeligt (Ohno et al., 1996).

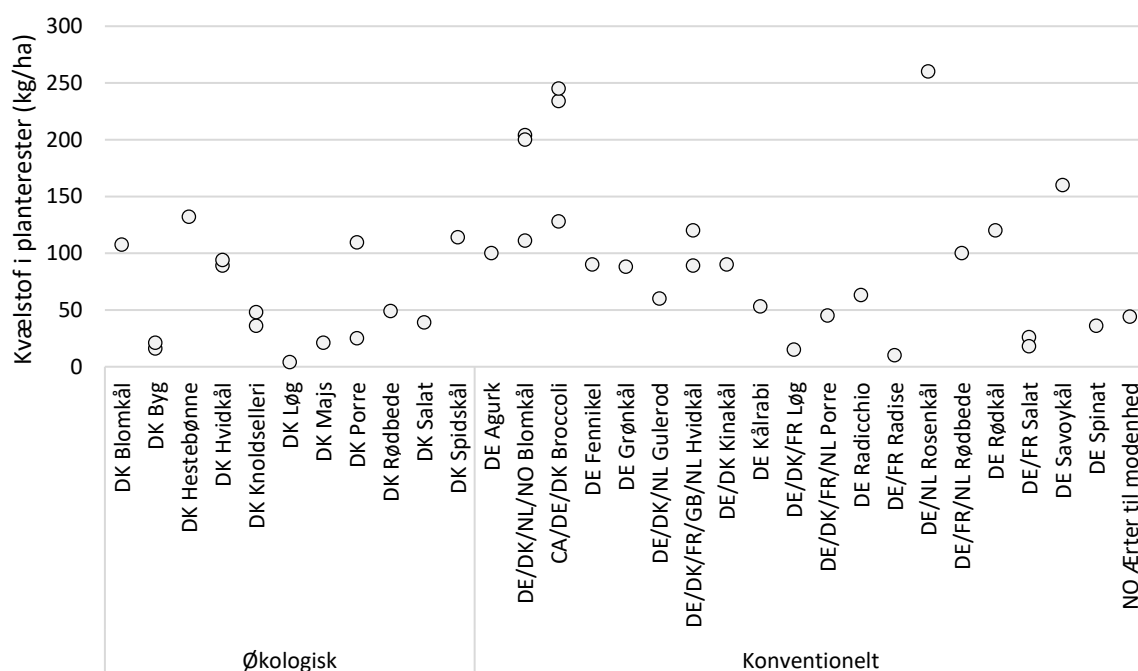
Udgiften til frisk, ensileret og tørret pelleteret PBG blev udregnet til henholdsvis 15, 20 og 70 kr/kg N i 2018 – til sammenligning kostede produktionen af pelleteret hønsegødning 50 kr/kg N (Sorensen et al., 2018).

2.3.4 N-virkning af rodbiomasse fra bælgplanter

I studierne af efterafgrøder med mange bælgplanter, grøngødninger og PBG er den akkumulerede N typisk målt i den overjordiske biomasse, men N-virkningen skyldes både over- og underjordisk biomasse. Forholdet mellem overjordisk og underjordisk biomasse (organisk tørstof) vurderes i flere studier til typisk at være højere end 4:1, hvor græsarter ligger omkring 4-5:1 og to-kimbladede arter ligger noget højere (4-17:1). For N-indholdet ligger forholdet i overjordisk og underjordisk biomasse i intervallet 1,4-3:1 for græsarter og 13:1 for bælgplanter (Hansson et al., 1987; Li et al., 2015; Redin et al., 2018; Williams et al., 2013). Der høstes altså betydeligt mere N i den overjordiske biomasse, end der efterlades i jorden, selvom denne mængde også kan være betydelig. Det er ikke kun planternes evne til at producere biomasse eller fikse atmosfærisk N, der har betydning for deres gødningseffekt. Lucerne kan fx producere mere biomasse og fikse mere N end hvidkløver, men hvidkløver kan overføre mere N (til græs), når den samdyrkes med græs end lucerne, både på grund af dens finere rødder med mange rodknolde, et lavere C:N forhold samt forskelle i populationsdynamikken. Da hvidkløver tiltager i vækst om foråret og aftager om efteråret, mens lucerne aftager i bestandtæthed fra år til år, får dette betydning for afsætningen af døde rødder i jorden (roddeposition) (Louarn et al., 2014).

2.4 Udnyttelse af N-rige afgrøderester af grøntsager i sædskiftet

Grøntsager høstes, mens produkt og planterester er grønne (dvs. ved høj N koncentration). Kombineret med kvalitetskrav og efterspørgsel medfører dette, at mange af næringsstofferne i de N-rige planterester ikke udnyttes optimalt. For eksempel bliver de yderste blade af hovedkål, porrer og toppen af rodfrugter samt frasorterede og uhøstede produkter (pga. mætning af markedet) efterladt på marken (Agneessens et al., 2014). Det vides ikke, hvor stor en del af disse N-rige planterester der nedmuldes direkte i efteråret, mineraliseres og enten tabes via afdampning og udvaskning eller optages af efterafgrøder eller næste års afgrøde, og dermed bliver i dyrkningssystemet. En del af de N-rige planterester fjernes først fra salgsvaren ved klargøring og sortering i pakkeriet og føres tilbage på marken evt. via kompostering. Mængden og håndteringen af de N-rige afgrøderester vil afhænge af flere faktorer såsom afgrødetype, maskinanvendelse og maskintype og markedskrav (kriterier for frasortering). Alternativt kan grøntsagsrester stabiliseres og tilbageføres til marken på et senere tidspunkt efter fx ensilering, kompostering eller biogasfermentering (Agneessens et al., 2014).



Figur 2.1: Eksempler på N i afgrøderester efter høst af 23 grøntsager sammenlignet med byg og ærter dyrket til modenhed. Forsøgslandet er angivet med landekode. Kilder: Upublicerede data fra Hefner et al. (2022); Shanmugam et al. (2022a); Xie et al. (2016); samt data fra Bakker et al. (2009); Fink et al. (1999); Mitchell et al. (2001); Nett et al. (2011); Riley (2002); Shanmugam et al. (2022b); Stavridou et al. (2012); Xie et al. (2017a).

Potentialet for udnyttelse af N-rige afgrøderester som gødning varierer meget (Figur 2.1), men det er væsentligt, og i visse tilfælde meget stort, fx for forskellige typer af hovedkål (100-260 kg N/ha). Figur 2.1 viser N i afgrøderester på tværs af høstmetoder, produkttyper, lande mm. men antyder, at niveauet ligger lavere i økologiske marker i forhold til konventionelle. Hvis N-rige afgrøderester nedmuldes direkte, er det vigtigt at deres N-virkning regnes med i gødningsregnskabet. Det sker til dels med forfrugtsvirkningen i N-normerne (Landbrugsstyrelsen, 2022c), men disse er ofte baseret på tidligere dyrkningspraksis og meget begrænset eller ingen dokumentation (N-norm udvalget for grøntsager, H. L. Kristensen, personlig kommunikation, 2023). Her er der behov for mere viden. Vi vurderer, at N-rige afgrøderester af grøntsager udgør et uudnyttet potentiale for nye næringsstoffer i et lokalt kredsløb på gården, som tilmed vil reducere N-tabet, især hvor sen høst forhindrer etablering af efterafgrøder.

2.4.1 Potentielt N-bidrag fra det økologiske grøntsagsareal

Sættes det økologiske grøntsagsareal til 2 % (7000 ha) af det samlede nuværende økologiske dyrkningsareal (Landbrugsstyrelsen, 2022a) vil udnyttelse af N-rige afgrøderester kunne tilvejebringe 30-920 t N baseret på de økologiske data i Figur 2.1. Det er ukendt, hvor stor en del der indgår i de nuværende lovbestemte forfrugtsværdier. I en konservativ beregning, hvor vi

tilskriver hele forfrugtsværdien til de efterladte N-rige grøntsagsrester (efterladt N i jorden ignoreres), som typisk er 25 kg N/ha, vil afgrøderesterne give ekstra 0-749 t N ved den nuværende arealanvendelse til grøntsagsproduktion. Hvis der antages en udnyttelsesprocent som den for økologisk kløvergræs til biogasproduktion på 40 %, tilvejebringes der via N-rige grøntsagsrester 0-300 t udnyttet N til det samlede økologiske areal. Afhængigt af hvor stor en del af fordoblingen af det økologiske areal, der anvendes til grøntsagsproduktion, vil denne mængde øges tilsvarende.

De umiddelbare begrænsninger for en større udnyttelse af N-rige planterester omfatter ekstra energiforbrug til indsamling, stabilisering og opbevaring af afgrøderesterne, problemer ved kørsel og nedmuldning på våd jord samt risiko for forhøjede lattergasemissioner (Agneessens et al., 2014). Ammoniakfordampning i marken kan også være et problem, hvis grøntsagsresterne ikke nedmuldes eller indsamles med det samme (Tei et al., 2020). Kombinationen af høje niveauer af organisk C og N samt høj jordfugtighed leder til N-mineralisering med risiko for N-tab, dels i form af udvaskning af nitrat (NO_3^-) eller via denitrifikation til drivhusgasemission af lattergas (N_2O) og til frit kvælstof (N_2). Tabet fra N-rige planterester kan være betydeligt, hvis det regner meget umiddelbart efter, at planteresterne er blevet nedmuldet. Høsten ligger ofte så sent, at det er for sent på året til at etablere en efterafgrøde (Agneessens et al., 2014; Tei et al., 2020). Et svensk økologisk forsøg viste, at ensilering og/eller biogasfermentering af afgrøderester gav en bedre N-balance end at inkorporere afgrøderesterne direkte i jorden i sædskiftet (Råberg et al., 2018). Afgrøderesterne var fra ærter, byg, linser, havre, hvidkål, rødbede, vinterrug og helårsgrøngødning.

2.5 Kompost

Kompost er det hygiejniserede, stabile resultat af en biologisk nedbrydning af organisk materiale forårsaget hovedsageligt af termofile, aerobe mikroorganismer (Agnew et al., 2003; Bernal et al., 2017). Kompostering er en god metode til stabilisering af næringsrige, strukturløse organiske affaldsprodukter, fx grøntsagsrester i blanding med strukturrige affaldsprodukter, som har et højt indhold af svært-nedbrydelige kulstofforbindelser (cellulose, lignin mm.) og et lavt indhold af plantenæringsstoffer, fx halm og træspåner. Det er en fordel ved kompostering, at processen i modsætning til bioforgasning kan foregå lokalt på bedriften. Kompost er først og fremmest et jordforbedringsmiddel med en langsomt virkende N-gødningsværdi (BEK, 2022), da indholdet af umiddelbart plantetilgængeligt N generelt er lavt, fordi størstedelen af N er bundet som stabilt organisk N. N-gødningseffekten er afhængig af udgangsmaterialet, komposteringstiden og C/N forholdet i komposten (Bernal et al., 2017; Gebremikael et al., 2020; Masunga et al., 2016). I den danske lovgivning, Vejledning om gødskning og harmoniregler (Landbrugsstyrelsen, 2022c), anføres kompost som 'anden organisk gødning' med et udnyttelseskrav på 40 %, hvilket har været en barriere for brugen af kompost pga. den i praksis ofte lavere, endda negative gødnings effekt det første år (hvis C:N forholdet er højt). Det lovbestemte N-udnyttelseskrav for kompost forventes dog lempet i nær fremtid.

Kompost forbedrer jordens fysiske, kemiske og biologiske egenskaber ved at tilføre stabiliseret organisk materiale, som afhjælper erosion, øger jordens evne til at balancere pH, stimulerer mikrobiel aktivitet og øger vandretentionen og dermed risikoen for udvaskning af næringsstoffer (Agnew et al., 2003; Bernal et al., 2017; Lehtinen et al., 2016; Tejada et al., 2009; Viaene et al., 2016).

Kompostering på gårdniveau er målrettet et stabiliseret slutprodukt til jordforbedring såvel som lokal affaldshåndtering. Kompostering gør de organiske affaldsrester mere håndterbare og bedre egnet til lagring, fordi komposteringsprocessen homogeniserer materialet og reducerer vægt, vandindhold og biologisk aktivitet (Rynk et al., 1992). Kompostering kan desuden være en affaldsbehandlingsmetode for faste organiske affaldsfraktioner, hvori indgår fx halm eller træflis, der ikke er velegnede til fx bioforgasning. (Morten Brøgger Kristensen, personlig meddelelse, 2023).

2.5.1. Komposteringsmetoder

Der findes flere komposteringsmetoder, fx traditionel milekompostering i marken med vendinger, milekompostering med aktiv ventilation fra underlaget og nye teknologier i lukket beholder (Bernal et al., 2016). Vendinger og/eller aktiv ventilation er vigtige for komposteringsprocessen for at sikre aerobe (iltede) forhold. Opstår anaerobe (iltfrie) forhold kan det lede til denitrifikation, emission af drivhusgasser (lattergas, metan) og dårlig kvalitet af komposten. Takket være de høje temperaturer under komposteringen virker processen hygiejniserende over for sygdomme, ukrudt og skadedyr, men effekten afhænger af den valgte komposteringsmetode (Viaene et al., 2016).

For at sikre en bedre kvalitet og lave tab udvikles der i disse år nye teknologier til kompostering af have-parkaffald, kildesorteret organisk husholdningsaffald og andet organisk affald samt eventuel fast husdyrgødning (dybstrøelse) på bedriften (Yang et al., 2015; Awasthi et al., 2020; Josefsen, 2022). De nye teknologier sikrer aerobe forhold, effektiv hygiejnisering og opsamler ammoniak (NH_3) fra komposteringsprocessen i lukkede systemer med aktiv ventilation, og de kan reducere tab af drivhusgasser (lattergas og metan) vha. tilsætninger, fx Aikan-processen (Morten Brøgger Kristensen, personlig meddelelse, 2023) og ComFerm-teknologien (Josefsen, 2022).

2.5.2 Virkning af kompost

En gennemgang af studier fra mange lande med anvendelse af kompost af forskelligt udgangsmateriale (affald fra have-park, spildevandsrensning, husholdninger og husdyr) viste, at 1. årseffekten af N i kompost ligger mellem 0-15 % af total N tilført med komposten, og en N-virkning på 2-8 % af total N i de følgende år (Amlinger et al., 2003). Efter gentagen brug af kompost kan man efter 20 år opnå et N-optag i afgrøder på op til 40 % af total-N tilført med komposten takket være en forbedret mikrobiel omsætning i jorden.

Østrigske langtidsforsøg (21 år) har vist, at N-udnyttelsen fra udbragt kompost af affald fra både have-park, husholdninger, slam og husdyrgødning varierede fra 17 % i vårhvede og vinterbyg til 38

% i majs, hvilket svarede til et bidrag på henholdsvis 29 og 67 kg tilgængeligt N fra komposten (Lehtinen et al., 2016). Et tysk langtidsforsøg (21 år) med komposttildelinger af en blanding af husholdningsaffald (90 %) og haveaffald (10 %) svarende til 100 og 400 kg N/ha årligt viste, at jordens pulje af organisk C og N, samt potentialet for N-mineralisering blev forøget ved den høje tildeling, men ikke signifikant ved den lave (Reimer et al., 2023). Afgrødernes N-optagelseeffektivitet faldt med stigende komposttildeling sammenlignet med mineralsk N-gødning, især for den høje rate af kompost. Kompostens langtidseffekt på jordens tilgængelighed af mineralsk N var for tildeling af 100 kg N/ha ca. 20 % og for 400 kg N/ha ca. 25 %.

I et dansk forsøg med nedpløjning af komposteret kvægdysstrøelse til vårbyg blev der fundet en meget lav gødningsvirkning på kun 1,4 % af total N i tilført grisegylle (Sommer, 2001). Til sammenligning var udnyttelsen i ubehandlet frisk dybstrøelse på 20 % af total-N. Kompostering af husdyrgødning kan medføre en betydelig reduktion af den samlede N-udnyttelse i forhold til overdækket eller anaerob lagring af gødningen på grund af store N-tab under komposteringsprocessen og lavere N frigivelse i jorden efter udbringning og nedmuldning i marken (Shah et al., 2012; Thomsen & Olesen, 2000).

Efter kompostering af plantebiomasse sås i danske forsøg en 1. årsvirkning i vårbyg på 13-22 % i forhold til mineralsk N gødning. Komposten blev nedpløjet og bestod af enten kløvergræs eller lucerne, begge i blanding med bygghalm 4:1. Komposteringen var uden aktiv ventilering. Til sammenligning var gødningsvirkningen af ensilage baseret på samme kløvergræs og lucerne uden halmtilsætning og kompostering på 33-48 % af total N (Sørensen et al. 2013). I belgiske forsøg med kompost af blandet grøntsags- og have-parkaffald kombineret med gødskning med kvæggylle blev der fundet en gennemsnitlig N-udnyttelse fra komposten på 7 % pr år i majs i forhold til brug af mineralsk N-gødning (Neuens et al., 2003). Dette blev målt over en 4-årig periode med gentagne tilførsler af 300-360 kg N/ha pr. år i kompost. Herved sænkede komposten behovet for mineralsk N-gødning med kun 23 kg N/ha, mens udbyttet af majs forblev det samme, og der var ikke noget, der tydede på, at N-udnyttelsen steg med tiden på trods af 4 års gentagne tilførsler af kompost.

Danske inkubationsforsøg med kompost i sandjord svarende til udbringning af 214 kg total-N/ha i kompost fra milekompostering af grøntsagsrester viste, at indholdet af nitrat steg i samme takt som i kontrollen uden kompost i løbet af 91 dage ved 21°C. Fra inkubationens start var der et højere nitratinhold i jorden med kompost end i kontrollen svarende til 28-30 kg NO₃-N/ha i de øverste 30 cm af jorden (Gebremikael et al., indsendt 2023). Ud over denne direkte N-gødningseffekt på 14 % af tilført N med milekomposten skete der altså ingen yderligere mineralisering.

Tits et al. (2014) undersøgte langtidseffekten (13 år) af tilførsel af kompost i et stort belgisk markforsøg med blandet sædskifte af landbrugs- og grøntsagsafgrøder. Kompost af blandet grøntsags-, frugt- og haveaffald tilførtes med 15-45 t/ha hvert eller hvert tredje år. Tilførslen varierede mellem 160 og 800 kg total N/ha pr år afhængigt af den tilførte mængde og intervallet mellem tilførsler. Baseret på jordens indhold af mineralsk N og afgrødernes anbefalede N-behov

blev der suppleret med mineralsk N-gødning. Gødningsvirkningen af kompost blev sammenlignet med dyrkning kun med mineralsk N-gødning. De fandt, at komposten kunne erstatte en del af den mineralske gødning uden udbyttenedgang med en N-udnyttelse i afgrøderne på 6-22 % af tilført N i komposten. Komposttilsætning over 13 år øgede langsomt indholdet af kulstof (i 0-30 cm) og mineralsk N (i 0-90 cm) i jorden. Modellering (RothC) pegede på, at kulstof især blev lagret i svært nedbrydelige plante- og humusfraktioner, og at jordens evne til N-mineralisering langsomt steg. Ved de to højeste rater af komposttildeling (30 og 45 ton/ha hvert år) var N-tilførslen højere end afgrødernes N-behov, og her steg risikoen for N-udvaskning.

For P og K har tyske studier vist, at henholdsvis 25-40 % og 35-50 % af tilført plantetilgængeligt P (P_2O_5) og K (K_2O) fra kompost findes opløst i jorden, men det er kun henholdsvis 4-8 % og 3-6 %, som optages i planterne (Kluge, 2001). Christiansen et al. (2020) fandt i danske forsøg med kompost baseret på blandet husholdnings- og have-parkaffald en P-virkning i forhold til Triple Superfosfat ($Ca(H_2PO_4)_2$) på gennemsnitligt 26 % efter tilførsel til vårbyg dyrket på tre forskellige jordtyper.

Kulstoffet i kompost er generelt mere stabilt og frigives langsomt i forhold til kulstof i frisk biomasse. Til gengæld tabes typisk 40-50 % af C som CO_2 under selve komposteringen. Larney et al. (2006) konkluderede, at den langsigtede kulstofbinding i jorden i forhold til det oprindelige kulstof-indhold, er den samme ved tilførsel af fast husdyrgødning uanset om gødningen har været komposteret eller lagret under mere iltfrie forhold inden udbringning. Thomsen & Olesen (2000) fandt noget tilsvarende i en dansk undersøgelse, dog efter kun 8 måneders omsætning i jorden. Andre undersøgelser har konkluderet, at der kan lagres dobbelt så meget kulstof ved komposttilsætning til jord sammenlignet med ukomposteret udgangsmateriale, fordi kulstoffet i det komposterede materiale er svært nedbrydeligt (Viaene et al., 2016).

2.5.3 Tab af N og drivhusgasser ved kompostering

Kompostering kan lede til store tab af N ved ammoniakafdamning, men tabet afhænger af udgangsmaterialets sammensætning, C:N forholdet, temperaturen og komposteringsmetoden (Larney et al., 2006; Sørensen et al., 2013). Ved kompostering af fast husdyrgødning er der i en række forsøg fundet tab på 28-46 % af total N, mens gødningsstakke eller anaerob lagring tabte 4-31 % (Petersen et al., 1998; Thomsen, 2000; Sommer, 2001; Larney et al., 2006; Shah et al., 2012). Tabet af ammoniak fra kompostering af husdyrgødning kan reduceres fra 46 % til 10 % ved at dække kompostbunken med plastik (Shah et al., 2012) eller en porøs presenning, så der skabes mere anaerobe tilstande (Sommer, 2001).

Ved kompostering af afgrøderester af broccoli og porre er fundet N-tab på henholdsvis 4-6 % og 10-17 % af total N ved iblanding af halm og træflis (Postma et al. 2008 citeret fra Agneessens et al., 2014). Ved at øge iblandingen af kulstofrigt materiale blev tabet halveret til 8 % ved kompostering af porre- og andre planterester (De Ruijter, 2012 citeret fra Agneessens et al., 2014). For kompostering af kløvergræs og lucerne iblandet bygghalm (i forholdet 4:1) med passiv ventilerung,

er der fundet N-tab på 18-30 % af total N. Dette tab var højere end ved ensilering (Sørensen et al. 2013).

Kompostering er forbundet med drivhusgasemissioner (Webb et al., 2012; Yang et al., 2015). Ved kompostering af husdyrgødning (med vendinger) er andelen af N-tab via denitrifikation og nitratudvaskning lille (Sommer, 2001; Larney et al 2006). Der kan være et beskedent tab af nitrat ved nedsivning (Agneessens et al., 2014), som kan reduceres ved placering af træspåner under kompostbunken (Körner et al., 2022). Hvis komposteringen gennemføres under så vidt muligt aerobe forhold i åbne systemer, er ammoniakfordampning langt den største kilde til N-tab under processen.

2.6.4 Kompost på bedriftsniveau

Kompost øger plantetilgængeligt K og P og den totale mængde N (organisk og mineralsk) i jorden (D'Hose et al., 2014; Kluge, 2001; Willekens et al., 2014). Dette er udtryk for en generel styrkelse af jordens frugtbarhed. Da kompost på længere sigt frigiver næringsstoffer ved mineralisering af det organiske materiale falder behovet for andre gødningsmidler og deres dermed forbundne produktionsemissioner (se langtidseffekter ovenfor samt Viaene et al., 2016). Der findes kun få studier fra lande med tempereret klima af effekten af kompost af forskellige plantematerialer på indholdet, sammensætningen og tabet af næringsstoffer og kulstof i jorden. Viden om effekten af udgangsmateriale, komposteringsmetode og lignende er kun beskrevet i meget begrænset omfang (Agneessens et al., 2014) og sammenligning med alternative affaldshåndteringer mangler.

Kompostering på bedriftsniveau er ikke kun en teknik til at fremstille et brugbart gødnings- og jordforbedringsprodukt men tjener også til stabilisering af ofte ustabile friske rest- eller affaldsprodukter med stort volumen, som kan være svære at udnytte på det givne tidspunkt, fx når afgrøderne ikke har behov for flere næringsstoffer i sæsonen, når nedmuldning vanskeliggøres af markens plantedække, eller når jorden er bar og/eller våd efterår og vinter. Det organiske affald vil typisk kræve håndtering på en eller anden måde for at undgå uønskede bivirkninger. Tab, ressourceforbrug og effekter på jord og afgrøder ved kompostering og komposttildeling bør derfor sammenlignes med tilsvarende tab og effekter ved alternativ anvendelse, fx direkte nedmuldning i marken om efteråret, ensilering eller bioforgasning (af de egnede fraktioner).

Komposteringspotentialer på danske gårde er ukendt, da kompostérbare affaldsstrømme ikke optegnes eller registreres centralt, men Figur 2.1 giver som eksempel en idé om de potentielle mængder af afgrøderester fra grøntsagsproduktion. Hertil kommer andet plantemateriale fra gården (fx fra afslåning af græsmarker, halm fra kornafgrøder, beskæring af træer og buske, frasorteret frugt og grøntsager), der er vigtige for at give en god struktur og balance mellem N og C i biomasserne til sikring af en god komposteringsproces (Agneessens et al., 2014).

Fordi regelmæssig brug af kompost opbygger eller vedligeholder jordens frugtbarhed og potentielt øger jordens N-pulje, er det vigtigt at tage højde for den øgede mineralisering ved at måle

indholdet af mineralsk N i dyrkningsjorden før tilførsel af gødning, samt at bruge efterafgrøder til opsamling af overskydende mineralsk N efterår og vinter. Generelt gælder dog, at kompost først og fremmest er et middel til jordforbedring med lav N-virkning på kort sigt.

2.6 Eftergødskning af grøntsager

Grøntsager skal fremstå friske og med optimal kvalitet ved høst for at give høj indtjening. Derfor sker det, at der bliver overgødsket som en form for forsikring, fordi det økonomisk kan betale sig (Tei et al., 2020). Ved mere præcis N-tildeling kan der således være potentiale for at gøde mindre, hvilket kan spare ressourcer og udgifter uden udbyttetab. Fordi mange grøntsager har et lavt N-optag tidligt på sæsonen, kan det give god mening at eftergødske (Xie et al., 2017b).

Eftergødskningen sikrer, at man ikke taber næringsstoffer i tilfælde af overskudsnedbør og udvaskning, eller tørke, sygdomme og andre vækstbegrænsende faktorer, hvor afgrøden ikke får brug for næringsstofferne som forventet (Thompson et al., 2017). Overgødskning kan minimeres ved at tage jordprøver og analysere mineralsk N ($N_{\min}$) i foråret for at kunne trække dette fra den gødningsmængde, som det anbefales at tilføre. Endnu bedre er det at tage jordprøver løbende over en dyrkningssæson for at justere gødningsmængden (Thompson et al., 2017). Disse jordprøver kan desuden bruges til at vurdere den løbende N-mineralisering i jorden og derved optimere sæsonens gødningsregnskab og vurdere behovet for eftergødskning. Denne praksis bruges allerede i et vist omfang i erhvervet. Det kan dog være en udfordring for grøntsagsproducenter at tage adskillige jordprøver hver dyrkningssæson. Løbende målinger af nitrat i afgrødens plantesaft er en nyere metode under udvikling til bestemmelse af det aktuelle N-behov.

Alternativt kan beslutningsværktøjer bruges til at beregne hvor meget N, der vil mineraliseres i jorden og de tilførte gødninger, og hvor meget afgrøden vil optage, fx ved hjælp af den hollandske brugervenlige model NDICEA (Louis Bolk Instituut, 2023). Modellen medtager danske dyrknings-, jord- og klimaforhold. Præcisionsgødskning på denne måde er ikke altid en del af den økologiske tankegang, fordi der ofte er hovedfokus på, at jorden skal være så frugtbar som mulig.

Præcisionsgødskning skal dog ikke ses som en kontrast til frugtbar jord men som et supplement. Herved lærer avleren mere om, hvor frugtbar jorden og gødningskilderne er på bedriften, så dyrkning kan optimeres og tab undgås. Dette er ikke tankegangen i landbrugsreguleringens N-normer og forfrugtsværdier for afgrøder, da de principielt er økonomisk optimerede. For højbærdiafgrøder giver dette ikke mening, idet produktionsudgifterne primært ligger på andre poster end gødning, og N-normerne fungerer i praksis som grænser for overgødskning på bedriftsniveau og ikke for den enkelte afgrøde. For grøntsager udgør gødningsnormerne reelt en række brede standardværdier, der kun i meget få tilfælde bygger på dokumentation og forsøg med grøntsager, mens N-normerne for landbrugsafgrøderne er veldokumenterede gennem Landsforsøgene (Landbrugsstyrelsen, 2022c).

2.8 Konklusion og vidensbehov

Tabel 2.7 viser en opsummering af dette kapitel om potentiel N-tilførsel med mark- og gårdteknologier til planteproduktion tillige med observerede barrierer og vidensbehov. Det ses, at variationen i de fleste tilfælde er mangefold for den enkelte teknologi. Dette afspejler, at der ligger et stort potentiale i at forbedre udnyttelsen af disse teknologier, men det vil kræve mere viden om og udvikling af en række faktorer: De biologiske (fx plantearter og -sorter, mikroorganismer), fysisk-kemiske (fx, vandhusholdning, jordtype, organiske stoffer og næringsstoffer), agronomiske (fx sædskifte, hjælpepestoffer, markdrift) og tekniske forhold (maskiner, IT) og deres komplekse samspil. Dertil kommer betydningen af driftslederens viden og praksis, samt landbrugsreguleringen og de økonomiske drivkræfter.

Et vigtigt bidrag til afgrødernes N-forsyning kan fås ved at dyrke N-fikserende efterafgrøder, helårsgrøngødning og plantebaserede gødninger (Tabel 2.7). De øvrige næringsstoffer, der fjernes med de høstede afgrøder, kan kun erstattes ved tilførsel af gødninger udefra, fx husdyr- eller plantebaserede gødninger fra andre bedrifter eller recirkulering af organisk affald fra andre kilder. N-fikserende bælglplanter, der dyrkes som helårsgrøngødning og plantebaserede gødninger kan akkumulere markante mængder N (100-630 kg/ha) på en dyrkningssæson. Anvendelse af arealer hertil går imidlertid ud over den direkte indtjening fra produktion af salgsafgrøder. På trods heraf kan det være hensigtsmæssigt at inkludere helårsgrøngødning i sædskiftet pga. den sanerende effekt overfor ukrudt og sædskiftebårne plante-patogener, samtidig med at der i helårsgrøngødninger med bælglplanter opnås en N-fiksering og et betydeligt bidrag af kulstof til jorden.

For at få den bedste virkning af grøngødningen skal arealerne slås flere gange i løbet af vækstsæsonen. Langvarige sædskifteforsøg har vist, at der opnås det bedste N-bidrag hvis grøngødningen fjernes og bruges som plantebaseret gødning (mobil grøngødning), eller grøngødningen afgasses i biogasanlæg, og den afgassede biomasse returneres til sædskiftet. Det er en udfordring, at der er betydelige omkostninger og risiko for tab af N og klimagasser ved høst, behandling og tilbageførsel af gødningen, men specielt til høvjærdefgrøder, hvor man ikke har adgang til billige næringsstofkilder, er anvendelse af grøngødning meget relevant.

Langvarige forsøg har vist, at man ved at inkludere N-fikserende efterafgrøder i så mange afgrøder som muligt kan opnå omtrent samme positive effekter på udbytterne som ved dyrkning af helårsgrøngødning hvert fjerde år. Samtidig er det muligt at have en salgsafgrøde på alle marker. Dyrkning af bælglplanter kræver forsigtighed, da de kan få sædskiftesygdomme, hvis de dyrkes for ofte. Efterafgrøder har en vigtig funktion ved at fastholde næringsstoffer, der kan udvaskes, især nitrat-N. N-indholdet i efterafgrøder ligger mellem 57-194 kg N/ha, og der er en betydelig højere eftervirkning af efterafgrøder med N-fikserende bælglplanter i forhold til ikke-N-fikserende plantearter.

N-rige afgrøderester fra det nuværende økologiske areal med grøntsager kan bidrage med 4-132 kg total-N/ha pr år. Hvor stort bidraget af kvælstof kan blive ved en fordobling af det økologiske areal i Danmark, vil afhænge af hvor stor en andel af de nye 300.000 ha, der dyrkes med grøntsager.

Kompostering kan være en attraktiv måde at håndtere affaldsprodukter, som fx grøntsagsaffald sammen med strukturrige materialer som halm eller træflis på bedriften. Der opnås et materiale, der er nemmere at håndtere, er homogent, stabilt og har positive effekter på afgrødernes vækst og jordens frugtbarhed. Det er vigtigt at være opmærksom på, at der kan tabes N under komposteringen ved afdampning af ammoniak og lattergas. Det sker hvis materialet har et forholdsvis lavt C/N forhold og letomsættelige C-og N-forbindelser. Nye teknologier til kompostering er rettet mod at begrænse disse tab. Til gengæld er N og kulstof i kompost ret stabilt og frigives derfor langsomt efter tilførsel til jorden. Det betyder, at gødningsvirkningen i de første år er lav (5-15 % af total-N), afhængigt af udgangsmaterialet og procestiden. Kompost skal først og fremmest ses som et jordforbedringsmiddel (ikke gødning). Ved iltfri lagring af gødning og plantemateriale (fx plasttildækning eller ensilering) kan N-tabet reduceres og 1. års N-virkningen øges.

Lovpligtige N-normer og forfrugtsværdien for forskellige gødningstyper er veldokumenterede for landbrugsafgrøder, men der er behov for at forbedre fastsættelsen af disse for de vigtigste grøntsagsafgrøder i Danmark. Dette understreges af, at det nye økologiske areal forventes at blive anvendt overvejende til produktion af plantebaserede fødevarer, herunder grøntsager.

Dette kapitel om mark- og gårdteknologier i planteproduktionen viser, at der ligger store potentialer i at forbedre udnyttelsen af næringsstoffer lokalt på bedriften i form af efterafgrøder, helårsgrøngødning, plantebaseret gødning, N-rige afgrøderester og eftergødskning. Der er desuden nye teknologier på vej (fx sensorer, biologiske midler, alternative dyrkningssystemer). Man kan betragte recirkulering af næringsstoffer internt på gården som en slags basisforsikring for næringsstofftilførslen på rene planteproduktionsbedrifter med landbrugsafgrøder og grøntsager. De organiske affaldsressourcer kan give en væsentlig del af det nødvendige N til produktionen af plante- og højbærdefgrøder i Danmark. Markteknologierne på bedriften udgør et naturligt og afgørende udviklingspunkt for at nå landbrugets klima-, miljø- og recirkuleringsmål via økologisk produktion.

Tabel 2.7: Potentiel N-tilførsel til økologisk planteproduktion med mark- og gårdteknologier, samt barrierer og vidensbehov.

Markteknologi	Potentialer (kg total-N/ha)	Barrierer	Vidensbehov
Efterafgrøder	• Med og uden bælplanter: 57-194	• Udgifter • Sen høst eller vintersæd hindrer etablering • Risiko for negativ virkning på næste afgrøde • Ingen mulighed for ukrudtsbekæmpelse efter høst	• Undersåning/samdyrkning i rækkeafgrøder • Sædskiftesygdomme ved hyppig dyrkning af bælplanter
Helårsgrøngødning	• 100-600	• Ingen indtægtsgivende hovedafgrøde • Risiko for N-udvaskning v. nedmulding	• Undersåning/samdyrkning i rækkeafgrøder • Sædskiftesygdomme ved hyppig dyrkning af bælplanter • Driftsøkonomi
Plantebaseret gødning	• 100-630	• Ingen hovedafgrøde • Tælles dobbelt i gødningsregnskabet • Gårdteknologi til efterbehandling mangler	• Betydning og bedømmelse af gødningskvalitet • N-virkning i forskellige afgrøder under flere forskellige agronomiske forhold • Afprøvning i større skala fx i landsforsøg • Driftsøkonomi
N-rige afgrøderester	• 4-132 (økologisk)/ 260 (konventionel)	• Opformering af sædskiftesygdom • Jordpakning ved indsamling	• N- og C-indhold afhængigt af arts-, drifts- og produkttype • Indhold af andre næringsstoffer • Betydning og bedømmelse af gødningskvalitet • Nuværende håndtering på bedriften • Stabiliseringsmetode • Driftsøkonomi

Kompost	• 0-15 % af tilført total N (korttidseffekt)) • 6-40% (langtidseffekt) på tværs af mange forskellige typer af biomasser	• Udnyttelseskrav på 40 % i nuværende regulering • Ofte ingen direkte gødningseffekt • Ressourcekrævende • Investering i teknik • Ammoniakfordampning	• Gødningseffekt af kompost (første-års- og især langsigtet effekt) af kompost af flere udgangsmaterialer og komposteringsmetoder • Viden og teknologier til minimering af tab af ammoniak og drivhusgasser • Udnyttelse af komposteringsvarme, ammoniak og CO₂ fra lukkede systemer
N-normer, forfrugtsværdi og eftergødskning	• Ukendt potentiale for eftergødskning	• Højværdiafgrøder sikres altid rigeligt ifht. gødningsbehov • Eftergødskning er ressourcekrævende • Upræcis estimering af tab og afgrødebehov ifht. dyrknings- og udvasknings-sæsonens udvikling	• N-normer og forfrugtsværdi for grøntsager mangler dokumentation i forsøg • Praksisnære værktøjer til estimering af eftergødskningsbehov
Andre nye teknologier lige fra dyrkningssystemer til biologiske midler og sensor- og robotteknologi	• Ikke behandlet pga manglende dokumentation	• Manglende dokumentation af effekter • Tilpasning af systemer til forskellige afgrøder	• Viden om optimale design og virkning • Dokumentation af effekter

Referencer

- Agneessens, L., De Waele, J., & De Neve, S. (2014). Review of Alternative Management Options of Vegetable Crop Residues to Reduce Nitrate Leaching in Intensive Vegetable Rotations. *Agronomy*, 4(4), 529-555. <https://doi.org/10.3390/agronomy4040529>
- Agnew, J. M., & Leonard, J. J. (2003). The Physical Properties of Compost. *Compost Science & Utilization*, 11(3), 238-264. <https://doi.org/10.1080/1065657x.2003.10702132>
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J., & Weissteiner, C. (2003). Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability—a review. *European Journal of Soil Biology*, 39(3), 107-116. [https://doi.org/10.1016/s1164-5563\(03\)00026-8](https://doi.org/10.1016/s1164-5563(03)00026-8)
- Askegaard, M., Eriksen, J. (2007). Growth of legume and nonlegume catch crops and residual-N effects in spring barley on coarse sand. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 170, 773–780.
- Awasthia, S. K., Sarsaiyab, S., Awasthia, M. K., Liua, T., Zhaoa, J., Kumarc, S., Zhanga, Z. (2020) Changes in global trends in food waste composting: Research challenges and opportunities. *Bioresource Technology* 299: 122555. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122555>
- Bakker, C. J., Swanton, C. J., & McKeown, A. W. (2009). Broccoli growth in response to increasing rates of pre-plant nitrogen. II. Dry matter and nitrogen accumulation. *Canadian Journal of Plant Science*, 89(3), 539-548. <https://doi.org/10.4141/Cjps08028>
- BEK (2022): Bekendtgørelse om gødning og jordforbedringsmidler m.v. BEK nr. 1135 af 09.07.2022
- Bergkvist, G., Stenberg, M., Wetterlind, J., Båth, B., & Elfstrand, S. (2011). Clover cover crops under-sown in winter wheat increase yield of subsequent spring barley—Effect of N dose and companion grass. *Field Crops Research*, 120(2), 292-298. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2010.11.001>
- Bernal, M. P., Sommer, S. G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., & Michel, F. C. (2017). Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. In (pp. 143-233). <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>
- Bertelsen, I. (2017). Sådan etableres efterafgrøder ved radrensning. *Magasinet Mark*, Maj 2017. <https://orgprints.org/id/eprint/32049/1/S%C3%A5dan%20etableres%20efterafgr%C3%B8der%20ved%20radrensning.pdf>
- Cherr, C. M., Scholberg, J. M. S., & McSorley, R. (2006). Green Manure Approaches to Crop Production: A Synthesis. *Agronomy Journal*, 98(2), 302-319. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0035>
- Christiansen, N.H., Sørensen, P., Labouriau, R., Christensen, B.T. & Rubæk, G.H. (2020). Characterizing phosphorus availability in waste products by chemical extractions and plant uptake,

Journal of Plant Nutrition and Soil Science, bind 183, nr. 4, s. 416-428.

<https://doi.org/10.1002/jpln.202000015>

Ciaccia, C., Ceglie, F., Tittarelli, F., Antichi, D., Carlesi, S., Testani, E., & Canali, S. (2017). Green manure and compost effects on N-P dynamics in Mediterranean organic stockless systems. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(3), 751-769. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162017000300015>

D'Hose, T., Cougnon, M., De Vlieghe, A., Vandecasteele, B., Viaene, N., Cornelis, W., Van Bockstaele, E., & Reheul, D. (2014). The positive relationship between soil quality and crop production: A case study on the effect of farm compost application. *Applied Soil Ecology*, 75, 189-198. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.11.013>

De Notaris, C., Rasmussen, J., Sørensen, P., Olesen, J.E. (2018a). Nitrogen leaching: A crop rotation perspective on the effect of N surplus, field management and use of catch crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 255, 1-18.

De Notaris, C., Sørensen, P., Møller, H. B., Wahid, R., & Eriksen, J. (2018b). Nitrogen fertilizer replacement value of digestates from three green manures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 112(3), 355-368. <https://doi.org/10.1007/s10705-018-9951-5>

De Notaris, C., Rasmussen, J., Sørensen, P., Melander, B., Olesen, J.E. 2019. Manipulating cover crop growth by adjusting sowing time and cereal inter-row spacing to enhance residual nitrogen effects. *Field Crops Research* 234, 15-25.

Danmarks Statistik (2019) Frugt og grøntsager trækker økologisalge op. *Nyt fra Danmarks Statistik*, 7. maj 2019, nr 173. <https://www.dst.dk/Site/Dst/Udgivelser/nyt/GetPdf.aspx?cid=27588>

Dhamala, N. R., Rasmussen, J., Carlsson, G., Sørensen, K., & Eriksen, J. (2017). N transfer in three-species grass-clover mixtures with chicory, ribwort plantain or caraway. *Plant and Soil*, 413(1-2), 217-230. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3088-6>

Elfstrand, S., Båth, B., & Mårtensson, A. (2007). Influence of various forms of green manure amendment on soil microbial community composition, enzyme activity and nutrient levels in leek. *Applied Soil Ecology*, 36(1), 70-82. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.11.001>

Energistyrelsen. (2022). Bekendtgørelse om Håndbog om opfyldelse af bæredygtighedskrav og krav til besparelse af drivhusgasemissioner for biomassebrændsler til energiformål (HB 2021).

Fink, M., Feller, C., Scharpf, H. C., Weier, U., Maync, A., Ziegler, J., Paschold, P. J., & Strohmeyer, K. (1999). Nitrogen, phosphorus, potassium and magnesium contents of field vegetables — Recent data for fertiliser recommendations and nutrient balances. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 162(1), 71-73. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1522-2624\(199901\)162:1](https://doi.org/10.1002/(sici)1522-2624(199901)162:1)

Fontaine, D., Eriksen, J., Sørensen, P. (2020). Cover crop and cereal straw management influence the residual nitrogen effect. *European Journal of Agronomy* 118, 126100.

Gebremikael, M. T., Medrano, D., & Kristensen, H. L. (indsendt januar 2023). The potential of compost made through a novel rapid composting system for nitrogen availability and soil microbial activity. Department of Food Science, Aarhus University.

Gebremikael, M. T., Ranasinghe, A., Hosseini, P. S., Laboan, B., Sonneveld, E., Pipan, M., Oni, F. E., Montemurro, F., Hofte, M., Sleutel, S., & De Neve, S. (2020). How do novel and conventional agri-food wastes, co-products and by-products improve soil functions and soil quality? *Waste Manag*, 113, 132-144. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.040>

Hallama, M., Pekrun, C., Pilz, S., Jarosch, K. A., Frac, M., Uksa, M., Marhan, S., & Kandeler, E. (2021). Interactions between cover crops and soil microorganisms increase phosphorus availability in conservation agriculture. *Plant and Soil*, 463(1-2), 307-328. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-04897-x>

Hansson, A. C., Pettersson, R., & Paustian, K. (1987). Shoot and Root Production and Nitrogen Uptake in Barley, with and without Nitrogen Fertilization. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 158(3), 163-171. <https://doi.org/10.1111/j.1439-037X.1987.tb00258.x>

Hefner, M., Gebremikael, M. T., Canali, S., Sans Serra, F. X., Petersen, K. K., Sorensen, J. N., De Neve, S., Labouriau, R., & Kristensen, H. L. (2020). Cover crop composition mediates the constraints and benefits of roller-crimping and incorporation in organic white cabbage production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 296. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106908>

Hefner, M., Sorensen, J. N., de Visser, R., & Kristensen, H. L. (2022). Sustainable intensification through double-cropping and plant-based fertilization: production and plant-soil nitrogen interactions in a 5-year crop rotation of organic vegetables. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 46(8), 1118-1144. <https://doi.org/10.1080/21683565.2022.2104419>

Hefner, M., Sorensen, J. N., Kristensen, H. L., Xie, Y., & Petersen, K. K. (2021). Replacing animal manure with plant-based fertiliser in organic blackcurrant (*Ribes nigrum* L.) production. *Scientia Horticulturae*, 285. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2021.110168>

Hermansen, S. (2022). Spørgeundersøgelse - Økologer har efterafgrøder i hver fjerde mark. Innovationscenter for Økologisk Landbrug. Retrieved 23/01/2023 from <https://icoel.dk/nyheder/2022/efterafgroeder-spoergeundersoegelse/>

ICROFS/IFOAM (2021). De økologiske principper. Tilgået 15. februar 2023 from <https://icrofs.dk/om-icrofs/hvad-er-oekologisk-jordbrug/de-oekologiske-principper>

Josefsen, H. (2022). Ny teknologi sikrer 'grøn' kompostering. *Ingeniøren* 28/10/2022.

Kluge, R. (2001). Fertilisation effect of the P and K supply with composts. In F. Amlinger, P. Dreher, S. Nortcliff, & K. Weinfurter, pp. 139-140. Applying compost: benefits and needs, Brussels, Belgium.

Körner, I., & Menke, C. (2022). Composts for Agriculture: Investigation into nitrogen pathways. Interreg North Sea Region, SOILCOM. Retrieved 07/12/2022 from <https://northsearegion.eu/soilcom/news/composts-for-agriculture-investigation-into-nitrogen-pathways/>

Kramberger, B., Gselman, A., Podvrsnik, M., Kristl, J., & Lesnik, M. (2013). Environmental advantages of binary mixtures of *Trifolium incarnatum* and *Lolium multiflorum* over individual pure stands. *Plant Soil and Environment*, 59(1), 22-28. <https://doi.org/10.17221/223/2012-Pse>

Kristensen, H. L., & Thorup-Kristensen, K. (2004). Root Growth and Nitrate Uptake of Three Different Catch Crops in Deep Soil Layers. *Soil Science Society of America Journal*, 68(2), 529-537. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.5290>

Landbrugsstyrelsen (2022a) Statistik over Økologiske Jordbrugsbedrifter 2022 Certificering og Produktion. Ministeriet for Fødevarer, landbrug og fiskeri. https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaende/Oekologi/Statistik/Statistik_over_oekologisk_jordbrugsbedrifter_2022.pdf

Landbrugsstyrelsen (2022b). Vejledning om pligtige og husdyrefterafgrøder og dyrkningsrelaterede tiltag.

Landbrugsstyrelsen (2022c). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023. August 2022. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri

Larney, F.J., Sullivan, D.M., Buckley, K.E., et al. (2006a). The role of composting in recycling manure nutrients. *Canadian Journal of Soil Science* 86: 597-611.

Larney, F.J., Buckley, K.E., Hao, X., McCaughey, W.P. (2006b). Fresh, stockpiled, and composted beef cattle feedlot manure: nutrient levels and mass balance estimates in Alberta and Manitoba. *J. Environ. Qual.* 35, 1844-1854.

Lehtinen, T., Dersch, G., Söllinger, J., Baumgarten, A., Schlatter, N., Aichberger, K., & Spiegel, H. (2016). Long-term amendment of four different compost types on a loamy silt Cambisol: impact on soil organic matter, nutrients and yields. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 63(5), 663-673. <https://doi.org/10.1080/03650340.2016.1235264>

Li, X., Petersen, S.O., Sørensen, P., Olesen, J.E. 2014. Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199, 382-393. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.016>

- Li, X., Petersen, S.O., Sørensen, P., Olesen, J.E. (2015). Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199, 382-393.
- Liu, J., Bergkvist, G., & Ulén, B. (2015). Biomass production and phosphorus retention by catch crops on clayey soils in southern and central Sweden. *Field Crops Research*, 171, 130-137. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2014.11.013>
- Løes, A.-K., Henriksen, T. M., Eltun, R., & Sjørsen, H. (2011). Repeated use of green-manure catch crops in organic cereal production – grain yields and nitrogen supply. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Plant Soil Science*, 61(2), 164-175. <https://doi.org/10.1080/09064711003655509>
- Louarn, G., Pereira-Lopès, E., Fustec, J., Mary, B., Voisin, A.-S., de Faccio Carvalho, P. C., & Gastal, F. (2014). The amounts and dynamics of nitrogen transfer to grasses differ in alfalfa and white clover-based grass-legume mixtures as a result of rooting strategies and rhizodeposit quality. *Plant and Soil*, 389(1-2), 289-305. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2354-8>
- Louis Bolk Instituut (2023). NDICEA. Retrieved 13/01/2023 from <https://www.ndicea.nl/index.php>
- Lynge, M., Kristensen, H. L., Grevsen, K., & Sørensen, J. N. (2022). Strategies for high nitrogen production and fertilizer value of plant-based fertilizers. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. <https://doi.org/10.1002/jpln.202200031>
- Masunga, R. H., Uzokwe, V. N., Mlay, P. D., Odeh, I., Singh, A., Buchan, D., & De Neve, S. (2016). Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. *Applied Soil Ecology*, 101, 185-193. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.01.006>
- Melander, B., Rasmussen, I. A., & Olesen, J. E. (2020). Legacy effects of leguminous green manure crops on the weed seed bank in organic crop rotations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 302. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107078>
- Mitchell, R., Webb, J., & Harrison, R. (2001). Crop residues can affect N leaching over at least two winters. *European Journal of Agronomy*, 15(1), 17-29. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00088-5](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00088-5)
- Mueller, T., & Thorup-Kristensen, K. (2001). N-Fixation of Selected Green Manure Plants in an Organic Crop Rotation. *Biological Agriculture & Horticulture*, 18(4), 345-363. <https://doi.org/10.1080/01448765.2001.9754897>
- Nett, L., Feller, C., George, E., & Fink, M. (2011). Effect of winter catch crops on nitrogen surplus in intensive vegetable crop rotations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 91(3), 327-337. <https://doi.org/10.1007/s10705-011-9464-y>

- Nevens, F., & Reheul, D. (2003). The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: nitrogen availability and use. *European Journal of Agronomy*, 19(2), 189-203. [https://doi.org/10.1016/s1161-0301\(02\)00036-9](https://doi.org/10.1016/s1161-0301(02)00036-9)
- Oberson, A., Frossard, E., Bühlmann, C., Mayer, J., Mäder, P., & Lüscher, A. (2013). Nitrogen fixation and transfer in grass-clover leys under organic and conventional cropping systems. *Plant and Soil*, 371(1-2), 237-255. <https://doi.org/10.1007/s1104-013-1666-4>
- Odhiambo, J. J. O., & Bomke, A. A. (2001). Grass and Legume Cover Crop Effects on Dry Matter and Nitrogen Accumulation. *Agronomy Journal*, 93(2), 299-307. <https://doi.org/10.2134/agronj2001.932299x>
- OECD. (2001). *Environmental Indicators for Agriculture: Methods and Results Volume 3*. <https://doi.org/10.1787/9789264188556-en>
- Ohno, T., & Crannell, B. S. (1996). Green and animal manure-derived dissolved organic matter effects on phosphorus sorption. *Journal of Environmental Quality*, 25(5), 1137-1143. <https://doi.org/DOI%2010.2134/jeq1996.00472425002500050029x>
- Olesen, J. E., Askegaard, M., & Rasmussen, I. A. (2009). Winter cereal yields as affected by animal manure and green manure in organic arable farming. *European Journal of Agronomy*, 30(2), 119-128. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2008.08.002>
- Pedersen, D. W. (2021). Kraftige undersæede efterafgrøder som grøngødning, Innovationscenter for Økologisk Landbrug. <https://www.youtube.com/watch?v=uKw1IMZpMDY>
- Petersen, S.O., Lind, A.M. and Sommer, S.G. (1998) Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *Journal of Agricultural Science* 130: 69-79.
- Piotrowska-Długosz, A., & Wilczewski, E. (2020). Influence of field pea (*Pisum sativum* L.) as catch crop cultivated for green manure on soil phosphorus and P-cycling enzyme activity. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 66(11), 1570-1582. <https://doi.org/10.1080/03650340.2020.1715950>
- Pullens, J. W. M., Sørensen, P., Melander, B., & Olesen, J. E. (2021). Legacy effects of soil fertility management on cereal dry matter and nitrogen grain yield of organic arable cropping systems. *European Journal of Agronomy*, 122. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126169>
- Råberg, T., Carlsson, G., & Jensen, E. S. (2018). Nitrogen balance in a stockless organic cropping system with different strategies for internal N cycling via residual biomass. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 112(2), 165-178. <https://doi.org/10.1007/s10705-018-9935-5>
- Ranells, N. N., & Waggener, M. G. (1996). Nitrogen Release from Grass and Legume Cover Crop Monocultures and Bicultures. *Agronomy Journal*, 88(5), 777-882. <https://doi.org/10.2134/agronj1996.00021962008800050015x>

- Redin, M., Recous, S., Aita, C., Chaves, B., Pfeifer, I. C., Bastos, L. M., Pilecco, G. E., & Giacomini, S. J. (2018). Root and Shoot Contribution to Carbon and Nitrogen Inputs in the Topsoil Layer in No-Tillage Crop Systems under Subtropical Conditions. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 42(0).
<https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20170355>
- Reimer, M., Kopp, C. Hartmann, T., Zimmermann, H. (2023) Assessing long term effects of compost fertilization on soil fertility and nitrogen mineralization rate. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* DOI: 10.1002/jpln.202200270
- Riley, H. (2002). Nitrogen contribution of various vegetable residues to succeeding barley and potato crops. *Gartenbauwissenschaft*, 67(1), 17-22. <Go to ISI>://WOS:000175378800003
- Rynk, R., van de Kamp, M., Willson, G. B., Singley, M. E., Richard, T. L., Kolega, J. J., Gouin, F. R., Laliberty, L., Kay, D., Murphy, D., W., Hoitink, H. A. J., & Brinton, W. F. (1992). *On-Farm Composting Handbook* (R. Rynk, Ed.). Northeast Regional Agricultural Engineering Service (NRAES).
- Shah GM, Groot JCJ, Oenema O, et al. (2012). Covered storage reduces losses and improves crop utilisation of nitrogen from solid cattle manure. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 94: 299-312.
- Shanmugam, S., Hefner, M., Labouriau, R., Trinchera, A., Willekens, K., & Kristensen, H. L. (2022a). Intercropping and fertilization strategies to progress sustainability of organic cabbage and beetroot production. *European Journal of Agronomy*, 140.
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126590>
- Shanmugam, S., Hefner, M., Pelck, J. S., Labouriau, R., & Kristensen, H. L. (2022b). Complementary resource use in intercropped faba bean and cabbage by increased root growth and nitrogen use in organic production. *Soil Use and Management*, 38(1), 729-740.
<https://doi.org/10.1111/sum.12765>
- Sommer, S.G. (2001). Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy* 14: 123-133.
- Sorensen, J. N., & Grevsen, K. (2018). Strategi for mobil grøngødning. *Gartner Tidende*, (8), 2.
- Sørensen, P., Kristensen, E., Odokonyero, K. & Petersen, S.O. (2013). Utilization of nitrogen in legume-based mobile green manures stored as compost or silage. i A-K Løes, M Askegaard, V Langer, K Partanen, S Pehme, IA Rasmussen, E Salomon, P Sørensen, K Ullvén & M Wivstad (red), NJF Seminar 461: Organic farming systems as a driver for change. s. 157-158, NJF Seminar, Bredsten, Danmark, 21/08/2013.
- Sørensen, P., Mejnertsen, P., & Møller, H. B. (2011). Nitrogen fertilizer value of digestates from anaerobic digestion of animal manures and crops NJF Seminar 443, Falköping, Sweden,.

- Stavridou, E., Kristensen, H. L., Krumbein, A., Schreiner, M., & K. (2012). Effect of differential N and S competition in inter- and sole cropping of Brassica species and lettuce on glucosinolate concentration. *J Agric Food Chem*, 60(25), 6268-6278. <https://doi.org/10.1021/jf300091e>
- Talgre, L., Lauringson, E., Roostalu, H., Astover, A., & Makke, A. (2012). Green manure as a nutrient source for succeeding crops. *Plant Soil and Environment*, 58(6), 275-281. <https://doi.org/10.17221/22/2012-Pse>
- Tei, F., De Neve, S., de Haan, J., & Kristensen, H. L. (2020). Nitrogen management of vegetable crops. *Agricultural Water Management*, 240. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106316>
- Tejada, M., Hernandez, M., & Garcia, C. (2009). Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil and Tillage Research*, 102(1), 109-117. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.08.004>
- Thompson, R. B., Tremblay, N., Fink, M., Gallardo, M., & Padilla, F. M. (2017). Tools and Strategies for Sustainable Nitrogen Fertilisation of Vegetable Crops. In F. Tei, S. Nicola, & P. Benincasa (Eds.), *Advances in Research on Fertilization Management of Vegetable Crops* (pp. 11-63). Springer International Publishing AG. https://doi.org/10.1007/978-3-319-53626-2_2
- Thomsen, I.K. (2000). C and N transformations in (15)N cross-labelled solid ruminant manure during anaerobic and aerobic storage. *Bioresource Technology* 72: 267-274.
- Thomsen, I.K. and Olesen, J.E. (2000). C and N mineralization of composted and anaerobically stored ruminant manure in differently textured soils. *Journal of Agricultural Science* 135: 151-159.
- Thorup-Kristensen, K. (2006). Root growth and nitrogen uptake of carrot, early cabbage, onion and lettuce following a range of green manures. *Soil Use and Management*, 22(1), 29-38. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2005.00012.x>
- Thorup-Kristensen, K., & Dresbøll, D. B. (2010). Incorporation time of nitrogen catch crops influences the N effect for the succeeding crop. *Soil Use and Management*, 26(1), 27-35. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2009.00255.x>
- Thorup-Kristensen, K., Dresbøll, D. B., & Kristensen, H. L. (2012). Crop yield, root growth, and nutrient dynamics in a conventional and three organic cropping systems with different levels of external inputs and N re-cycling through fertility building crops. *European Journal of Agronomy*, 37(1), 66-82. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.11.004>
- Thorup-Kristensen, K., Magid, J., & Jensen, L. S. (2003). Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy*, Vol 79, 79, 227-302. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)79005-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)79005-6)

- Tits, M., Elsen, A., Bries, J., Vandendriessche, H. (2014) Short-term and long-term effects of vegetable, fruit and garden waste compost applications in an arable crop rotation in Flanders. *Plant and Soil* 376:43–59 DOI 10.1007/s11104-012-1318-0
- Viaene, J., Van Lancker, J., Vandecasteele, B., Willekens, K., Bijttebier, J., Ruyschaert, G., De Neve, S., & Reubens, B. (2016). Opportunities and barriers to on-farm composting and compost application: A case study from northwestern Europe. *Waste Manag*, 48, 181-192.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.021>
- Webb, J., Sommer, S.G., Kupper, T., et al. (2012) Emissions of Ammonia, Nitrous Oxide and Methane During the Management of Solid Manures. *Agroecology and Strategies for Climate Change* 8: 67-107.
- Willekens, K., Vandecasteele, B., Buchan, D., & De Neve, S. (2014). Soil quality is positively affected by reduced tillage and compost in an intensive vegetable cropping system. *Applied Soil Ecology*, 82, 61-71. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.05.009>
- Williams, J. D., McCool, D. K., Reardon, C. L., Douglas, C. L., Albrecht, S. L., & Rickman, R. W. (2013). Root:shoot ratios and belowground biomass distribution for Pacific Northwest dryland crops. *Journal of Soil and Water Conservation*, 68(5), 349-360. <https://doi.org/10.2489/jswc.68.5.349>
- Xie, Y., & Kristensen, H. L. (2016). Overwintering grass-clover as intercrop and moderately reduced nitrogen fertilization maintain yield and reduce the risk of nitrate leaching in an organic cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. botrytis) agroecosystem. *Scientia Horticulturae*, 206, 71-79.
<https://doi.org/10.1016/j.scienta.2016.04.034>
- Xie, Y., & Kristensen, H. L. (2017a). Intercropping leek (*Allium porrum* L.) with dyer's woad (*Isatis tinctoria* L.) increases rooted zone and agro-ecosystem retention of nitrogen. *European Journal of Agronomy*, 82, 21-32. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.017>
- Xie, Y., Sorensen, J. N., Petersen, K. K., & Kristensen, H. L. (2017b). Stepwise incorporation of white clover (*Trifolium repens* L.) as fertiliser increases nitrogen fixation and improves nitrogen retention when intercropped with leek (*Allium porrum* L.). *Plant and Soil*, 422(1-2), 541-554.
<https://doi.org/10.1007/s11104-017-3471-y>
- Yang, F., Li, G., Shi, H., & Wang, Y. (2015). Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Waste Manag*, 36, 70-76. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.012>
- Økologisk Landsforening (2021) Økologisk markedsrapport 2021.
<https://okologi.dk/media/wusdzrw/markedsrapport-2021.pdf>

3. Gødningsregler og balancen mellem dyrehold og afgrøder

Sven Hermansen (ICOEL)

3.1 Gældende regler for anvendelse af gødning i økologisk jordbrug

Økologiske landbrugeres forbrug af næringsstoffer, først og fremmest kvælstof (N) og fosfor (P) reguleres og dokumenteres efter samme regler og principper som for alle andre landbrugere i Danmark, dvs. EU's nitratdirektiv og de begrænsninger, der ligger i de generelle regler for tilførsel af N og P på afgrøde- og ejendomsniveau.

Der er tre systemer, der på forskellig vis lægger yderligere restriktioner på den økologiske landbrugers adgang til og forbrug af næringsstoffer til afgrøderne.

- EU's økologiforordning/Statens økologiregler
- Regler for tilskud målrettet økologisk landbrug
- Brancheanbefalinger fra økologierhvervet (L&F og ØL)

I dette afsnit vil de enkelte reguleringslag blive gennemgået, og den samlede betydning for økologiske landbrugeres forbrug af næringsstoffer, især N, vil blive belyst.

3.1.1 EU's Økologiforordning – de danske statsregler

De danske økologiregler er statsregler, som svarer til EU's Økologiforordning fra 2018 (Reg. (EU) 848/2018), som trådte i kraft 1. januar 2022. Der udarbejdes og opdateres en mere udførlig dansk vejledning til forordningen hvert år, og den nyeste er Vejledning om Økologisk Jordbrugsproduktion 2023 (LBST, 2023). Den danske vejledning er en juridisk udlægning af forordningsteksten, som herefter udgør regelgrundlaget for at kunne opnå og opretholde økologificering som primærproducent i Danmark.

Seneste version "Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion" fra februar 2023 beskriver de økologiske værdier og principper, der ligger bag formuleringerne af reglerne for økologisk næringsstofforsyning, således:

Du skal bevare og forøge jordens frugtbarhed og biologiske aktivitet ved at:

- Dyrke bælplanter og andre planter til grøngødning
- Sørge for et hensigtsmæssigt flerårigt sædskifte
- Tilføre husdyrgødning fra økologisk husdyrproduktion, helst komposteret
- Tilføre andet organisk materiale fra økologisk produktion, helst komposteret

Længere nede på samme side

- Økologisk produktion er et samlet system for landbrugsdrift og fødevareproduktion, der bl.a. kombinerer bedste praksis på miljø og klimaområdet og en høj grad af biodiversitet
- Affald og biprodukter af vegetabilsk og animalsk oprindelse skal genanvendes bl.a. som input i planteproduktion
- Hvis du ikke kan opnå en tilstrækkelig gødsning gennem dit sædskifte og ved at bruge økologisk husdyrgødning, grøngødning mv., kan du undtagelsesvist supplere med de ikke-økologiske gødningstyper og jordforbedringsmidler, der er godkendt til økologisk produktion og om fremgår af Økologivejledningens bilag 2

I udmøntningen af de overordnede principper, hvor økologisk gødning - helst komposteret - eller recirkulerede næringsstoffer fra økologisk produktion er prioriteret højt, er der ikke sat konkrete grænser for andelen af konventionel husdyrgødning eller andre gødningstyper, der er omfattet af EU Økologiforordningens/Økologivejledningens positivliste, bilag 2. Det er i den danske vejledning håndteret således, at en landbruger, der ønsker at anvende konventionel husdyrgødning, skal give en detaljeret skriftlig begrundelse for behovet. Begrundelsen er en del af den dokumentation, der efterfølgende skal foreligge som et bilag til den officielle økologikontrol.

Principperne fra EU's Økologiforordning og den danske vejledning er konkret udmøntet i form af ny-introducerede krav om mindst 50 % kulstofpositive afgrøder, beregnet på det økologisk autoriserede areal og mindst 20 % kvælstoffikserende afgrøder, beregnet på det økologiske harmoniareal (areal med afgrøder, for hvilke der er fastsat en N eller P norm).

De kulstofpositive afgrøder er alle flerårige afgrøder: Frøgræs, kløvergræs, vedvarende græs, skov osv.

De kvælstoffikserende afgrøder er bælgsæd, blandinger med mere end 50 % bælgsæd i hovedafgrøder eller efterafgrøder.

Konsekvensen af de to nye krav er, at der kommer fokus på aktiv anvendelse af bælglante-efterafgrøder og kløvergræs, fordi de to afgrødetyper tæller positivt i begge de nye krav.

3.1.2 Arealbaserede tilskud til økologisk landbrug

Ved siden af økologificeringen er der under landbrugsstøtteordningerne tilskud, som er målrettet økologiske landbrugere. Som landbruger er det frivilligt, om man vil søge de målrettede tilskud og dermed forpligtige sig til at overholde de dyrkningsmæssige restriktioner, der er en betingelse for at opnå de økologiske arealtilskud.

De tilskudsordninger, der specifikt er målrettet økologisk drift, er:

- Økologisk arealstøtte (grundtilskud): Fra 2023 er støtten 1-årig og dermed ikke omfattet af et egentligt tilsagn men skal søges årligt i Fællesskemaet. En betingelse for tilsagnet er, at der maksimalt udbringes 107 kg udnyttet N pr. hektar harmoniareal (mod EU Økoforordningens loft på 170 kg total-N/ha (jf. Nitratdirektivet).
- Omlægningstillæg kræver en 5-årig forpligtigelsesperiode, hvor der udbetales tilskud i de to første år af tilsagnet. Begrundelsen for denne konstruktion er, at det skal være mindre attraktivt at skifte mellem økologisk og konventionel drift med det formål at optimere på økonomien.
- Tillæg for reduceret N-tilførsel: Tilskuddet er betinget af, at der er dokumenteret et forbrug på maksimalt 65 kg udnyttet N/ha harmoniareal.
- Frugt/bær tillæg er et særligt økologisk tillæg for arealer, der etableres med et minimumsplantetal af forud definerede frugt- og bær kulturer. Kulturerne kan f.eks. etableres i rækker med op til 10 m rækkeafstand, hvilket betyder, at der kan dyrkes landbrugs- og gartneriafgrøder mellem frugt- og bærrækkerne.

De målrettede økologiske arealtilskud

1-årigt basistilskud – løbende	870 kr./ha/år
Omlægningstillæg – år 1 og 2	1.600 kr./ha/år
Tillæg for reduceret N-tilførsel – løbende	650 kr./ha/år
Frugt/bær tillæg	5.000 kr./ha/år

De arealbaserede tilskudsordninger lægger en begrænsning på forbruget af N på økologiske ejendomme på ejendomsniveau. N afsat i gødningen fra husdyr på græs, medregnes i den samlede tilførsel af kvælstof. Udnyttelsesprocenten er beregnet ud fra det staldsystem, som husdyrene er tilknyttet.

Muligheden for at tilvælge tilskud for reduceret N-tilførsel indgår som et virkemiddel i fordelingen og optimeringen af den N-ressource, der er til rådighed for økologiske landbrugere generelt og i forskellige regioner af Danmark.

3.1.3 Brancheanbefalinger fra økologierhvervet

Landbrug & Fødevarer (L&F) og Økologisk Landsforening (ØL), samlet kaldet økologierhvervet, har udarbejdet en række supplerende krav/brancheanbefalinger til mejeri- og slagteribranchen, som de anbefaler, at brancherne stiller til deres leverandører. Det har typisk været en række krav, der specifikt vedrører dyrevelfærd, og som rækker udover de generelle økologiregler, idet det i henhold til EU's Økologiforordning ikke er tilladt at indføre mere restriktive statsregler end EU økologiforordningens, med mindre sådanne regler gælder generelt for hele erhvervet.

Fra 1. august 2022 er der indført en yderligere række anbefalinger, der vedrører forbruget af konventionel husdyrgødning på økologiske bedrifter, der direkte eller indirekte medvirker til produktion af økologisk mælk eller kød. Konsekvensen af denne regulering er, at alle, der producerer økologiske afgrøder til foder eller strøelse til økologiske mælke- og/eller kødproducerende dyr, er omfattet af reguleringerne i brancheanbefalingerne. Der vil være nogle økologiske landbrugere, der ikke sælger produkter som foder, mælk eller kød til grovvarebranchen, mejerier eller slagterier. De landbrugere er i udgangspunktet ikke begrænset af brancheanbefalingerne.

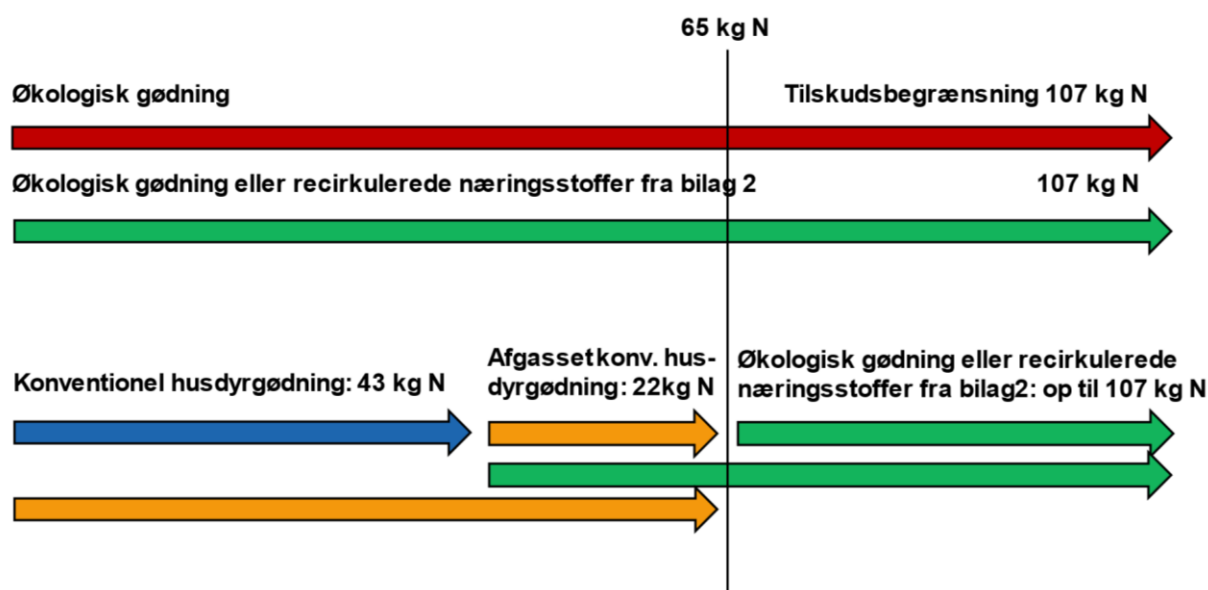
I Figur 3.1 er vist grafik med L&F og ØL's brancheanbefalinger til N-gødningsregler.

Den øverste røde pil markerer, at økologisk gødning, egenproduceret eller indkøbt, kan bruges frit inden for de generelle kvælstoframmer.

Recirkulerede næringsstoffer, grøn pil, ligestilles i de gældende brancheanbefalinger med økologisk gødning. Recirkuleret er f.eks. have-park affald, kildesorteret organisk dagrenovation (KOD), biogasgødning og kød- og benmelsgødninger.

Ubehandlet konventionel husdyrgødning, blå pil, kan anvendes i begrænsede mængder op til 43 kg udnyttet N/ha.

Afgasset konventionel husdyrgødning, orange pil, kan maksimalt udgøre 65 kg udnyttet N/ha.



Figur 3.1 Grafik med L&F og ØL's brancheanbefalinger til N-gødningsregler. Tallene angiver kg udnyttet kvælstof i gennemsnit pr. hektar (lovpligtige udnyttelsesprocenter).

Formålet med disse anbefalinger er at reducere forbruget af konventionel husdyrgødning, samtidig med at recirkulerede næringsstoffer får højere prioritet.

I praksis kan langt de fleste økologer i dag maksimalt anvende 43 kg udnyttet-N/ha i ubehandlet konventionel husdyrgødning. Har gødningen været igennem et biogasanlæg ligger den maksimale tilførsel af konventionel husdyrgødning på 65 kg udnyttet-N/ha. Alle andre gødningstyper, der er repræsenteret i Økologivejledningens positivliste, bilag 2, kan frit anvendes op til de grænser for N-tilførsel, der gælder generelt. I grafikken er de to økologi-tilskudsregulerede grænser på hhv. 107 og 65 kg udnyttet-N/ha illustreret. En oversigt over de forskellige krav til N-gødskning i økologisk jordbrug er vist i figur 3.2.

En yderligere detalje i brancheanbefalingerne er, at en økologisk landbruger, der leverer N i form af økologisk husdyrgødning eller økologisk biomasse, kan få samme mængde N retur fra biogasanlægget, uanset andelen af konventionel husdyrgødning i den afgassede husdyrgødning. Biogasanlægget må kun behandle biomasser, der er opført i bilag 2 i Økologivejledningen. Modellen kaldes også balance-N og skal være med til at fremme samarbejdet mellem økologiske landbrugere og de lokale biogasanlæg.

3.1.4 Samlet effekt af regulering på næringsstoftildeling

I det følgende vil det som udgangspunkt være forudsat, at den økologiske landbruger overholder både reglerne for certificering, betingelserne for tilsagn om tilskud til økologisk drift samt erhvervets brancheanbefalinger. Der vil være et meget begrænset antal økologer, der ikke skal

overholde alle tre reguleringer, uden at der dog findes tilgængelige data, der angiver det præcise økologiske areal, som ikke er omfattet af samtlige reguleringer.

Økologiske husdyrproducenter med produktion af enmavede dyr, enten grise eller fjerkræ, vil i langt de fleste tilfælde være reguleret af de gældende P-lofter præcis som deres konventionelle kolleger. Det har den effekt, at når P-loftet på f.eks. 30 kg P/ha er nået, vil det samlede N-input fra husdyrgødning ligge omkring 60-80 kg udnyttet N/ha. Dette er en begrænsning, der kun kan hæves ved at bytte den P-rige grise- eller fjerkrægødning til en anden gødningstype, fx kvæggylle eller et recirkuleret K-rigt biprodukt som vinasse, der indeholder ingen eller meget lidt P (se tabel 3.1). Der findes pt. ikke rene N-gødninger på markedet for den økologiske landbruger, da anvendelse af mineralske N-gødninger ikke er tilladt.

DK-normer	EU/DK-økologiregler:	DK-tilskudsregler	DK-Brancheanbefalinger
Afgrødeafhængig N-kvote = summen af afgrødenormer	170 kg tot-N i organisk gødning • Helst økologisk • Helst komposteret • Gerne recirkuleret 20% bælgeplanter, omd 50% C+, hele arealet	107 kg udn-N 65 kg udn-N	Max 43 kg konv. ubeh. udn-N Max 65 kg konv. afgang. udn-N Balance-N

Figur 3.2 Oversigt over N-regler og reguleringer i dansk økologi

3.2 Optimal anvendelse af N i sædskiftet

3.2.1 Gødningstyper og egenskaber

Husdyrgødning er den primære kilde til næringsstoffer i økologisk landbrug. Kvæggylle udgør den væsentligste andel af den økologiske husdyrgødning, mens grisegylle udgør den væsentligste del af den konventionelle importerede gylle. Bioforgasset gylle udgør en stigende andel af gødningsforbruget på økologiske marker, uden at der dog findes opgørelser, der muliggør præcis kvantificering af mængderne.

Nogle af de recirkulerede produkter som vinasse, gyllefiber, have- parkaffald og kød- og benmelsgødninger, bliver anvendt i de områder af Danmark, hvor sådanne produkter er tilgængelige, og det er fagligt anbefalet for at kunne lave en balanceret gødningsplan til den enkelte landbruger.

Af listen over nogle af de mest udbredte gødningskilder anvendt i økologisk landbrug, (tabel 3.1) fremgår det, at der forefindes nogle væsentligt forskellige næringsstofprofiler. For

husdyrgødningerne er der meget stor variation i indholdet af makronæringsstoffer (N, P, K, S og Mg) pga. de forskellige dyrearters og aldersgruppers krav til mængder og sammensætning af foderet, staldsystemets udformning, vandtilførsel osv. Den store variation inden for f.eks. kvæggylle betyder først og fremmest, at der vil blive transporteret store mængder vand, når gyllen skal udbringes. Det er en omkostning for landbrugeren og klimaet, og en belastning for dyrkningsjorden med den meget tunge trafik i de sårbare perioder i det tidlige forår, hvor gyllen skal udbringes.

De typiske næringsstofforhold i husdyrgødningerne er, at kvæggylle har høj andel af N og K, grise- og fjerkrægødning har høj andel af N og P. Dybstrøelse har høj koncentration af flere næringsstoffer men er lav på let tilgængeligt N i form af $\text{NH}_4\text{-N}$.

Som det fremgår af eksemplerne i tabel 3.1, kan indholdet af næringsstoffer i biogasgødningen variere alt efter hvad, der behandles i biogasanlægget. Tilførslen vil de fleste steder fortsat være domineret af husdyrgødning, men de industrielle biprodukter, halm og andre biomasser fra landbruget, vil komme til at udgøre en stadig større andel i biogasproduktionen. Fremskrivninger fra biogasbranchen (Biogas Danmark, 2022) viser, at det valgte scenarie med en fordobling af det økologiske areal med 300.000 ha i 2030, hvoraf kløvergræs kan udgøre en andel på 15-20 % (aht. bælgeplante-sædskiftesygdomme), kan blive en vigtig råvare i den offensive plan for udvikling af biogas i Danmark. Kløvergræsset kan gå direkte til forgasning eller som restprodukt efter behandling i proteinraffineringsanlæg.

Ud over husdyrgødning og kløvergræs vil også halm blive en væsentlig kilde til biogasproduktionen fremover. En af de store udfordringer med halm og andre biomasser med højt fiberindhold er, at biogasgødningen vil få et højt tørstofindhold, med heraf følgende lav markeffekt af N-indholdet, idet helt op til 50 % kan risikere at fordampe under udbringningen, hvis ikke gødningen nedfældes i jorden. Dette skyldes, at den tyktflydende afgassede gylle har dårlig infiltration i jorden og et højt pH (se også Kapitel 5.2). Dette er man opmærksom på i biogasbranchen, og der arbejdes med forskellige teknologiske løsninger til at separere biogasgødningen i en våd, let omsættelig fraktion og en mere tør, fiberrig fraktion.

Tabel 3.1 Eksempler på gødningstyper der kan anvendes på økologiske marker

	Kg/t gødning ³⁾					
	Tot-N	NH ₄ ⁺ -N	P	K	S	Mg
Kvæggylle ¹⁾	2,0-4,0	1,5-3,5	0,5-1,0	3,5-5,5		0,3-0,6
Kvæg dybstrøelse ¹⁾	6,0-8,0	1,0-2,0	0,8-1,5	6,0-8,0		0,5-0,7
Grisegylle ¹⁾	2,5-5,5	2,0-4,5	0,5-1,5	1,5-3,0		0,3-0,6
Fjerkræ gylle ¹⁾	5,0-7,0	3,5-4,5	1,5-2,0	2,0-3,0		0,3-0,6
Fjerkrægødning, fast ¹⁾	30-40	8-12	10-14	18-23		1,0-2,0
Gyllefibre ^{2,4)}	6,5-9,0	1,0-2,0	1,5-4,0	3,0-5,0	2,0	
Afgasset gødning ^{2,5)}	4,7-6,3	2,2-2,9	0,9-3,0	3,3-6,4		
Vinasse N ^{2,6)}	35	0	0	70	0	
Vinasse K ^{2,6)}	8	0	0	190	70	
Protamylasse, K ^{2,6)}	16	0	4	39	7	3
Have-Park-affald ^{2,7)}	5,0-7,0	0,0-0,1	1,0-2,0	3,0-5,0	0,5-1,0	1,0-1,5
Øgro/YaraSuna ²⁾	90-100	0-10	26	9-10	0	0
Struvit, Aaby ²⁾	56	56	126	0	0	100
Patentkali ^{6,8)}	0	0	0	249	170	60
Kainit ^{6,8)}	0	0	0	91	40	30
Naturgips ^{6,8)}	0	0	0	0	145	0

1) Gødninger, der kan være enten økologiske eller konventionelle, som kan anvendes i økologi

2) Gødninger, der er konventionelle, som kan anvendes i økologi

3) Intervallerne er tabelværdier fra MarkOnline, ØkoGødningsbørs, LandbrugsInfo og firmaopslag

4) Møller, H.B. 2020: Climoptic, TI præsentation (personlig kommunikation)

5) Olesen, J.E. mfl, 2020: Bæredygtig biogas- klima og miljøeffekter af biogasproduktion

6) Laursen, C., 2018: LandbrugsInfo: oversigt over gødninger godkendt til økologisk jordbrug

7) Laursen, C., 2020: LandbrugsInfo: Recirkuleret have-parkaffald til økologiske marker

8) Gødninger der kan anvendes i økologi pba. analyser eller konsulenterklæring

3.2.2 Sammenhæng mellem mælkeproduktion og planteavl i relation til næringsstofbalancer

Næringsstofomsætningen på en mælkeproduktionsejendom og et planteavlslandbrug er meget forskellig. Det skyldes i høj grad de generelle forskelle, der er mellem animalsk og vegetabilsk produktion. Den største forskel på agronomien i de to produktionsformer er andelen af kløvergræs i sædskiftet. Drøvtyggerne kan udnytte energien, især protein og stivelse, i kløvergræsset, hvad de enmavede dyr, grise, fjerkræ og også mennesker, kun i meget ringe grad evner. Kløvergræs er en klassisk økologisk afgrøde, der akkumulerer kvælstof og kulstof og gør jordbrugssystemet mere robust end et planteavlssædskifte uden kløvergræs.

Med hensyn til udnyttelsen af N vil der kunne optimeres i de økologiske produktionssystemer ad to veje: Mælkeproducenten kan blive bedre til at udnytte de egenskaber kløvergræsset har, dels i forhold til at kunne producere proteinrigt kvalitetsfoder uden stor kvælstoftilførsel og dels til at være en stærk forfrugt til efterfølgende N-krævende afgrøder. Planteavleren kan udnytte overskydende N, som mælkeproducenten ikke har behov for og samtidig benytte sig af kløvergræssets positive egenskaber i sædskiftet ved at dyrke kløvergræsbiomasse til biogasproduktion.

Mælkeproduktion er den absolut største økologiske produktionsgren. Med ca. 80.000 økologiske malkekøer i 2022, lægger mælkeproduktionen beslag på en stor del af det økologiske landbrugsareal. Afhængigt af køernes ydelse og udbyttet på markerne lægger hver ko beslag på 1,5 – 2,0 ha økologisk jord i Danmark eller i udlandet, når der medregnes importerede proteinafgrøder til foder.

Kløvergræs i omdrift er med ca. 80.000 ha i 2022 den absolut største økologiske afgrøde. Det kan ikke direkte udledes af de data, der er til rådighed, at der i gennemsnit er omkring 1 hektar kløvergræs pr. økologisk malkeko, men dette tal passer med det gennemsnitligt forbrug og produktionen af kløvergræs. Derudover er der yderligere ca. 57.000 ha økologisk areal med forskellige typer lavtydende permanent græs, som på grund af græssets lavere fordøjelighed ofte bliver udnyttet af kvier og kødkvæg.

Konsekvensen af den relativt høje kløvergræsandel i det økologiske mælkeproduktionssædskifte er, at omsætningen af N bliver stor, fordi kløvergræs indeholder N i form af råprotein i bladbiomassen, der fodres op, og i planternes rodbiomasse oplagres der også N, som er fikseret fra luften i kløverplanternes rodknolde.

Ved brug af MarkOnline, som er et planlægningsværktøj, der ofte anvendes i samarbejdet mellem landbruger og rådgiver, kan der på basis af de modeller for kvælstofomsætning, der ligger i programmet, gives et bedste bud på, hvordan næringsstofbalancerne vil se ud på ejendomsniveau for henholdsvis mælkeproduktions- og planteavlsbrug.

Der er lavet beregninger på tre ejendomme:

- En mælkeproduktionsejendom, der gøder med ca. 100 kg udnyttet N/ha i gennemsnit, fratrasket eftervirkning af pligtige efterafgrøder.
- Et planteavlsbrug på lerjord, hvor der gødes med ca. 80 kg udnyttet N/ha.
- Et planteavlsbrug på sandjord, hvor der gødes med ca. 50 kg udnyttet N/ha. Denne ejendom er således berettiget til "Tilskud for reduceret kvælstoftilførsel", som er på 650 kr./ha, idet den gennemsnitlige tilførsel ligger under 65 kg udnyttet N/ha.

I beregningerne tages der forbehold for beregningen af kvælstoffiksering i kløvergræs med en følsomhedsberegning på op til 50 % (personlig meddelelse Søren Kolind Hvid, SEGES). Forbeholdet skyldes bl.a., at der ikke tages højde for rød- og hvidkløverfraktionernes andel i græsblandingen,

og at der kun korrigeres for forfrugtsværdien af kløvergræs, det vil sige, at 3. års og ældre kløvergræsafgrøder håndteres på samme måde som 2. års kløvergræs. Størrelsen af jordens kvælstofpulje og dermed puljens indflydelse på bælglplanternes fiksering er heller ikke inddraget i den model, der er tilgængelig i MarkOnline i dag.

Sædskifterne på mælkeproduktionsejendommen, henholdsvis planteavlsejendommene er forskellige. Flerårigt kløvergræs findes kun på mælkeproduktionsejendommen, bælglplanter som ært og hestebønne findes på alle tre ejendomme. Foderkorn til modenhed findes på alle tre ejendomme, mens højbærgræsafgrøder som sukkerroer, frøafgrøder og enkelte konsumafgrøder kun findes på planteavlsejendommene.

På grund af de store, men ikke fastlagte usikkerheder i MarkOnline's bestemmelse af N fikseret i flerårige kløvergræsmarker, er de konkrete tal fra beregningerne ikke medtaget i denne analyse. Det er dog veldokumenteret, blandt andet i tabel 2.5 og 2.6, at omsætningen i en hektar kløvergræs med både over- og underjordisk akkumuleret N kan være så høj som 500-600 kg N/ha.

Pointen med sammenligning af tre forskellige økologiske ejendomme er at illustrere, at N er fordelt skævt afhængigt af bedriftstype i forhold til sædskifternes umiddelbare N-behov. I det bælglplanterige mælkeproduktionssædskifte bliver den del af husdyrgødningen, der ikke afsættes af de græssende dyr, brugt til fordeling af især N og K til afgrøderne. Kløvergræs til grovfoder har et stort K-behov, men kløvergræsset har også høj fordøjelighed og højt proteinindhold ved en relativt lav N-tildeling. Desuden er eftervirkningen efter flerårige kløvergræsmarker ofte i stand til at fuldgøde den efterfølgende vårsædsafgrøde med N.

Det relativt store overskud af N i mælkeproduktionen kan reduceres ved at eksportere en del af den flytbare husdyrgødning til økologiske planteavlsbrug, der i langt højere grad er N-begrænsede i deres markudbytter.

For de andre makronæringsstoffer, især P og K, er der positiv balance på alle tre ejendomme. Ved mælkeproduktion på sandjord bør K-balancen være positiv med et væsentligt overskud, da der tabes K med vinterens nedbørsoverskud. K kan importeres til økologiske marker i flere forskellige former. Der kan importeres biprodukter med højt K-indhold fra kartoffelmel- og sukkerroeindustrien, og der kan importeres mineralske kaligødninger, hvis der kan dokumenteres lave kali-værdier i marken.

P-balancen er sjældent negativ i økologisk husdyrproduktion, fordi der ofte importeres en del foder. Der kan opstå behov for ekstra P-tilførsel f.eks. som startgødning til majs. Der findes i dag P-rige gødninger som struvit og kød- og benmelsprodukter, som det er tilladt at anvende på økologiske ejendomme.

Planteavlsbrugene er helt overordnet N-begrænsede. Der kan de fleste steder laves ændringer i sædskifterne, så behovet for importeret N bliver lavere. Efterafgrøder med bælglplanter, helårssafgrøder med kløver og en større andel af ært, lupin og hestebønne i sædskiftet er endnu

ikke fuldt integreret i de økologiske planteavlssædskifter. Årsagen til dette er dels tradition, men i højere grad agronomiske og økonomiske overvejelser. Øget bælgseeds- og efterafgrødeandel kan give flere udfordringer med både enårigt og flerårigt ukrudt. Økonomisk er det en udfordring, at bælgseeds kan være meget ustabile afgrøder. Helårsgrøngødning som kløvergræs kan være dyr at introducere i sædskiftet, hvis ikke der kan genereres en indtægt i form af salg til f.eks. foder eller biomasse til biogasanlæg. På længere sigt hæver helårsgrøngødning med bælgplanter N-tilførslen, når den ompløjes som forfrugt.

3.2.3 Opgørelse af flytbar økologisk husdyrgødning

Det bør undersøges, hvorvidt optimeret udnyttelse af kløvergræssets egenskaber som kvælstofmotor i kvægsædskiftet kan reducere behovet for husdyrgødning og andre kvælstofholdige gødninger. Det er vist, at kløvergræs har højere proteinkoncentration ved lavere kvælstofinput (Thers et al., 2022). Der er derfor lavet nedenstående beregning af, hvor meget N der potentielt kan flyttes fra mælkeproduktionssædskifter til planteavlssædskifter.

Alle økologiske dyr skal have adgang til at komme på græs og udøve deres naturlige adfærd. Den gødning, der bliver afsat i de timer dyrene er ude af stalden, indgår i gødningsberegningerne, men den kan ikke samles op og fordeles til andre marker med større behov for næringsstoffer.

Antallet af dyr i de forskellige økologiske produktionsgrene er registreret og offentliggjort i Landbrugsstyrelsens årlige "Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter" (LBST, 2022). Ved at vurdere dyreart, staldsystem, produktionsniveau og tid på stald fordelt over hele året, kan der gives et overslag over mængderne af opsamlet økologisk husdyrgødning og af gødningens lovmæssigt bestemte udnyttelsesprocent (se tabel 3.2). Dette beror imidlertid på et fagligt kvalificeret skøn, da der ikke findes en samlet database med præcise oplysninger. En simpel følsomhedsanalyse viser udsving inden for 10 % på den beregnede udnyttelsesprocent. Der kan beregnes en tilsvarende følsomhedsanalyse på den gennemsnitlige tid på stald.

Tabel 3.2 Resultat af opgørelse af flytbar økologisk husdyrgødning.

	Gns. tid på stald	Opsamlet t. tot-N	Gns. udnyttelses-%	Opsamlet t. Udnyttet-N	Opsamlet t. P
Alle økodyr	72 %	13.768	66	9.019	2.337
Høj			70	8.261	
Lav			60	9.638	
Kg/ha ved 300.000 ha nyt øko-areal	Gns	46		30	8
	Høj	54		32	8
	Lav	42		28	8

Beregning af de reelt flytbare mængder af næringsstoffer kræver en detaljeret analyse med et datasæt, der beskriver balancer på ejendomsniveau, da det fortrinsvis er N-loftet, der er fokus på i mælkeproduktionen, mens det hos de enmavede husdyr, gris og fjerkræ er P-lofterne, der sætter begrænsningen for anvendelse af egen husdyrgødning. De nødvendige data til beregning på en højere detaljeringsgrad er ikke til rådighed i dag.

I de efterfølgende beregninger af de potentielt tilgængelige gødningsressourcer ved en fordobling af det økologiske areal i 2030, som præsenteres i tabel 7.1 i Kapitel 7, vil der indgå et konservativt estimat på, at 10 kg total-N/ha i form af en standard husdyrgødning, kan flyttes fra de nuværende ca. 300.000 ha økologisk areal over til de nye 300.000 ha økologisk areal.

Referencer (baggrundslitteratur)

BAK (2022): (Brancheanbefalingskreds) Ekstrakontrol i tilknytning til årlig kontrol af økologiske jordbrugsbedrifter. Kontrolinstruks.

<https://okologi.dk/media/nbooi3hp/anbefalinger-for-at-hoejne-dyrevelfaerd-miljoe-og-etik-ved-produktion-af-oekologisk-maelk-og-koed-fra-bedrifter-med-kreaturer-gaeldende-pr-1-jan-2022.pdf>

Biogas Danmark (2022): Produktion og anvendelse af biogas i Danmark 2021-2035.

<https://www.biogas.dk/wp-content/uploads/2022/09/Biogas-Outlook-2022-WEB-07-09-2022-1.pdf>

Danmarks Statistik (2022): Arealanvendelse dansk landbrug

<https://www.statistikbanken.dk/statbank5a/selectvarval/define.asp?PLanguage=0&subword=tabel&MainTable=AFG5&PXSID=217883&tablestyle=&ST=SD&buttons=0>

LandbrugsInfo (2018): Oversigt over gødningstyper.

https://www.landbrugsinfo.dk/-/media/landbrugsinfo/public/8/c/3/oversigt_over_goedningstyper_organicplus.pdf

Laursen, C. (2018). Oversigt over gødninger godkendt til økologisk brug. December 2018.

https://www.landbrugsinfo.dk/-/media/landbrugsinfo/public/8/c/3/oversigt_over_goedningstyper_organicplus.pdf

Laursen, C. (2020). Recirkuleret have-parkaffald – en alternativ gødning til økologiske marker.

September 2020. https://www.landbrugsinfo.dk/basis/9/e/e/okologi_planter_recirkuleret_have-parkaffald_alternativ_godning_oko_marker

LBST (2023): Vejledning om Økologisk Jordbrugsproduktion 2023

<https://lbst.dk/tvaergaaende/oekologi/jordbrugsbedrifter/vejledning-om-oekologisk-jordbrugsproduktion/vejledning-2023>

LBST (2022): Vedledning om gødsknings- og harmoniregler 2022/23

https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Goedningsregnskab/Vejledning_om_goedskning_og_harmoniregler_2022_2023.pdf

LBST (2022): Regler for økologisk arealstøtte

<https://lbst.dk/tvaergaaende/eu-reformer/den-nye-landbrugsreform-2023-2027/hvilke-tilskud-kan-du-soege/oekologisk-arealstoette-fra-2023-hvad-ved-vi-om-den-nye-ordning/#c99521>

LBST (2022): Statistik over økologiske jordbrugsbedrifter

https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaaende/Oekologi/Statistik/Statistik_over_oekologisk_jordbrugsbedrifter_2022.pdf

LBST (2022): Tillæg til statistik over økologiske jordbrugsbedrifter

https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaaende/Oekologi/Statistik/Tillæg_til_Statistik_over_oekologiske_jordbrugsbedrifter_2022.pdf

Lund, P. ed. (2018): Normtal for husdyrgødning - 2018

https://anis.au.dk/fileadmin/DJF/Anis/dokumenter_anis/Forskning/Normtal/Normtal_2018_1.pdf

Møller, H.B (2020): Climoptic, TI præsentation: Hvad kan biogasanlæggene gøre for at sikre en optimal gødningsproduktion? Personlig kommunikation.

Reg. (EU) 2018/848 (2018): EU's Økologiforordning (2018: Forordning (EU) 2018/848 af 30. maj 2018 om økologisk produktion og mærkning af økologiske produkter og om ophævelse af Rådets forordning (EF) nr. 834/2007 med ændringer.

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02018R0848-20220101>

Olesen, J.E., Møller, H.B., Petersen, S. O., Nyord, t. og Sommer S.G. (2020): Bæredygtig biogas-klima og miljøeffekter af biogasproduktion. DCA Rapport Nr. 175, Oktober 2020. Aarhus Universitet. <https://dcapub.au.dk/difpdf/DCArapport175.pdf>

SEGES m.fl. Landsforsøgene (2022): Flere årgange.

<https://www.landbrugsinfo.dk/public/b/1/7/landsforsogene>

SEGES/DLBR (2023): FarmtalOnline Budgetkalkuler (kløvergræsudbytter)

Thers, H., Jensen, J.L, Rasmussen, J. and Eriksen, J. (2022): Grass-clover response to cattle slurry N-rates: Yield, clover proportion, protein concentration and estimated N₂-fixation. Field Crops Research vol. 287, 15. Oktober 2022, 108675.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378429022002465?via%3Dihub>

4. Recirkulering af næringsstoffer til økologisk jordbrug

Jakob Magid og Lars Stoumann (KU-PLEN)

4.1 Potentiale for næringsstofinput

I det igangværende Organic RDD 6 projekt 'Nutrient recycling for soil fertility and improved organic livelihood' (Fertihood) bliver der lavet en detaljeret oversigt over relevante affaldsstrømme og mulighederne for at anvende disse ressourcer til at øge næringsstofforsyningen i økologisk jordbrug. På baggrund af denne 'Kortlægning af mængden af organisk affald og restprodukter til gødningsformål' er der lavet en screening af, hvilke af disse ressourcer der p.t. er tilladte at anvende i økologisk jordbrug. Efterfølgende er der oprettet en ekspertgruppe, som har vurderet, hvor stor en andel af disse, der forventeligt vil kunne tilgå økologiske bedrifter ud fra et skøn om en relativt større betalingsevne, baseret på den nytteværdi de vil kunne have for økologiske landbrugere. Desuden har ekspertgruppen vurderet, hvilke af de ikke tilladte ressourcer, der i en lidt fjernere fremtid vil kunne forventes at blive lovliggjorte samt andelen af disse, der forventes at tilgå økologisk jordbrug. Dette forudsætter, at EU-lovgivningen i de kommende år vil udvikle sig til fordel for en større grad af recirkulering fra det omgivende samfund til økologisk jordbrug. Usikkerheder forbundet med datakvalitet og vurderingsmetoden beskrives nærmere i det følgende afsnit.

4.1.1 Kortlægningsmetode til estimering af organiske affaldsressourcer

Affaldsrådgivningsfirmaet Econet A/S har i samarbejde med Fertihood-projektets parter lavet en 'Kortlægning af mængden af organisk affald og restprodukter til gødningsformål' (Petersen, 2022). Nedenfor følger resultater af en bearbejdning af denne kortlægning (Magid & Petersen, 2023), som har ført frem til en vurdering af, hvad der realistisk set kan recirkuleres af samfundets organiske ressourcer til understøttelse af den økologiske produktion af fødevarer. Ressourcerne blev opgjort ved hjælp af Gødningsregistret og Affaldsdatasystemet.

Gødningsregistret er baseret på indberetninger fra biogasanlæg og andre parter, som er ansvarlige for håndtering af biomasse til gødningsformål. Affaldsdatasystemet (ADS) indeholder oplysninger om registrerede affaldsmængder og administreres af Miljøstyrelsen. Ressourcerne indberettes af de indberetningsansvarlige (affaldshåndteringsvirksomheder og biogasanlæg), som oplyser mængden af biomasse (vådvægt), samt indhold af nitrogen (N) og fosfor (P). Indholdet af N og P angives ud fra normtal, så længe der er tale om husdyrgødning, mens det er baseret på målinger for andre fraktioner.

Der indberettes i brede kategorier, og hvor det har været nødvendigt, er der foretaget nogle skøn omkring hvilke af ressourcerne, der p.t. kan anvendes lovligt, samt hvilke der kunne tænkes lovliggjort i fremtiden. Hertil har vi fået hjælp fra Fertihood projektdeltagere og fra Karin Peters, biogasselskabet Bioman A/S.

Vi har efterfølgende lavet en Delphi panel analyse for at skønne, hvor stor en del af den enkelte ressourcekategori, der potentielt, henholdsvis realistisk burde kunne udbringes på økologiske arealer. Med 'potentielt udbringning' menes den mængde af en given ressource-kategori, som skønnes at være egnet til økologisk jordbrug. Med 'realistisk udbringning' menes der den del af den egnede mængde, som i praksis vil kunne tilgå økologiske landbrugere, under hensyntagen til konkurrencen med konventionelle landbrugere og andre forhold såsom afstand fra ressourcen og den faktiske efterspørgsel.

Delphi metoden er en videnskabelig metode til at opnå ekspertkonsensus (Okoli and Pawlovski, 2004). Den er udviklet for at kunne skabe overblik over komplekse problemstillinger og har som grundantagelse, at strukturerede forudsigelser fra en gruppe eksperter er mere præcise end ustrukturerede. For nærmere beskrivelse af metoden henvises til Magid & Petersen, (2023).

4.1.2. Resultater af kortlægning og estimering af organiske affaldsressourcer

De følgende 4 tabeller (tabel 4.1- 4.4) giver estimater af 1) samtlige ressourcer, 2) ressourcer der p.t. kan udbringes inden for gældende regler, 3) ressourcer der p.t. ikke kan udbringes, men som tænkes mulige at udbringe efter en ændring af EU's økologiske regelsæt, (EU) 2018/848, og endelig 4) ressourcer som p.t. går til forbrænding, men realistisk set kunne udsorteres og blive tilgængelige.

Tabel 4.1 Estimat af samtlige tilgængelige ressourcer til udbringning i økologisk jordbrug.

Tilgængelige ressourcer	Potentielt udbringning		Realistisk udbringning	
	N	P	N	P
	(tons)		(tons)	
Fra biogasanlæg	14.880	3.560	5.850	1.350
Fra ressourcer, der ikke går til biogas	7.055	2.645	3.660	1.440
Total	21.935	6.205	9.510	2.790

(Tabel 4.2 og Tabel 4.3 er delmængder af denne tabel).

Tabel 4.2 Estimat af ressourcer til udbringning i økologisk jordbrug, som p.t. er lovlige at udbringe.

Tilgængelige ressourcer	Potentiel udbringning		Realistisk udbringning	
	N	P	N	P
	(tons)		(tons)	
Fra biogasanlæg	12.205	2.600	5.010	1.035
Fra ressourcer, der ikke går til biogas	5.205	1.715	2.160	690
Total	17.410	4.315	7.170	1.725

Tabel 4.3 Estimat af ressourcer til udbringning i økologisk jordbrug, som p.t. ikke er lovlige at udbringe, men kan tænkes lovliggjorte.

Tilgængelige ressourcer	Potentiel udbringning		Realistisk udbringning	
	N	P	N	P
	(tons)		(tons)	
Fra biogasanlæg	2.675	960	840	310
Fra ressourcer, der ikke går til biogas	1.850	930	1.500	755
Total	4.525	1.890	2.340	1.065

Tabel 4.4 Estimat af ressourcer, som p.t. forbrændes – men vil kunne udbringes ved optimal sortering.

Tilgængelige ressourcer	Potentiel udbringning		Realistisk udbringning	
	N	P	N	P
	(tons)		(tons)	
Ressourcer til forbrænding	1.860	200	650	70

4.1.3 Usikkerheder på estimeringen af potentielle gødningsressourcer

Ovenstående estimater er forbundet med usikkerhed, dels fordi der er tvivl om rigtigheden af visse data i de ministerielle databaser, og dels fordi der er foretaget skøn af potentialet for udbringning til økologisk jordbrug, og hvad der er realistisk at udbringe heraf (se metode-afsnittet ovenfor).

Vedrørende rigtigheden af data er det især blevet bemærket af ansatte i DAKA, at mængden af animalske biprodukter, der ikke går til biogasanlæg, er langt undervurderet. DAKA anfører at, *”Vi forarbejder i Danmark 30.000 t. animalske biprodukter pr. år, som ikke går i biogasanlæg, svarende til 3.000 t. N og 810 tons P, og det kan og må alt sammen anvendes økologisk”*.

I databasen indgår kun 940 tons animalske biprodukter, og 54 tons som omfatter kød- og benmel børstemel, blodmel og fiskemel/fiskeaffald. Databasen anfører således ca. 1000 tons mod DAKA's estimat af 30.000 tons.

Når tallene i opgørelsen ikke er rettet, skyldes det, at mængderne kan gemme sig i andre kategorier, som er svære at gennemskue, hvorfor vi holder os til databasernes tal.

Det har været udfordrende at forstå, hvad de enkelte produktkategorier faktisk indeholder, hvilket har gjort skønnet over både potentiel og realistisk udbringning mere usikkert. Til illustration af dette citeres her Casper Lauersen (ICOEL):

”Der er flere kategorier, der ser ud til at være overlappende, eller hvor beskrivelsen er tæt på enslydende og giver indtryk af, at det dækker over de samme restprodukter.

Afsat til biogasproduktion:

- *Andre typer af anden organisk gødning (234.960 t.)*
- *Øvrige typer af anden organisk gødning (66.874 t.)*
- *Slam og spildevand samt uforurenede produktrester (370.710 t.)*
- *Spildevandsslam (7.342 t.)*

Ressourcer der ikke går til biogas:

- *Have- og parkaffald (51.013 t.)*
- *Organisk jordforbedringsmiddel, have-parkaffald (29.324 t.)*
- *Organisk jordforbedringsmiddel, Kompost (0 t.)”*

I forbindelse med Fertihood projektets workshop i Holstebro (november 2022) opsummerede Erik Ervolder Olesen (HedeDanmark) sin refleksion over vores forsøg på at vurdere samfundets organiske ressourcer og mængden af næringsstoffer, der kan recirkuleres til økologisk jordbrug:

”Det er frustrerende, at virksomheder og formidlere bruger så meget tid på at indrapportere data for mængder, næringsstofindhold og typer af forskellige restprodukter med gødningseffekt til diverse registre. Det samme gør de landbrugere og biogasanlæg, som modtager/anvender restprodukter. Og alligevel opstår der stor tvivl om, hvorvidt mængderne fra registrene er korrekte – og hvad der ligger bag nogle overordnede kategorier. Det er tankevækkende, når data burde være umiddelbart tilgængelige. Oplysningerne er grundlæggende for at vurdere hvilke mængder, der bliver anvendt – og hvorledes anvendelsen kan optimeres.”

4.2 Skøn over muligheder for at tage ressourcer ind fra verdensmarkedet

4.2.1 Potentiel biomasse-import vurderet af nogle danske biogas-aktører¹

Der er ikke et samlet overblik over, hvor meget biomasse der p.t. importeres til Danmark, da der er tale om konkurrence-sensitiv information. Det vurderes dog, at den importerede biomasse bidrager til en betydelig andel af den aktuelle biogasproduktion.

Bruno Sander Nielsen fra brancheorganisationen Biogas Danmark vurderer, at den kommende udbygning af biogasproduktionen vil basere sig på dansk biomasse – hvor bl.a. halm tænkes at spille en betydelig rolle. Han vurderer, at de nye teknologier, som muliggør, at gassen bringes over på flydende form, vil skærpe den internationale konkurrence om industriel biomasse fra verdensmarkedet, og at Danmark i bedste fald vil kunne bevare den import, som finder sted i øjeblikket, og som det fremgår af deres Biogas Outlook 2022 (Biogas Danmark, 2022).

Heroverfor står vurderingen fra Jens Schrøder og Karin Peters fra to af de førende danske formidlere af organiske restprodukter og biomasser til biogas. De vurderer, at der på ingen måde er biomasse nok i Danmark til at sikre fuld kapacitetsudnyttelse af de eksisterende anlæg, samtidigt med at der p.t. investeres ganske massivt i udbygning af kapaciteten, hvilket er yderligere accelereret af de høje energipriser. De lægger vægt på, at danske biogasanlæg er teknologisk førende, hvorfor de også mener, at importen af biprodukter fra den globale landbrugsindustriproduktion vil øges betydeligt for at sikre udnyttelsen af den nuværende og fremtidige kapacitet samt for at sikre, at en endnu højere andel end p.t. ca. 25 % af den danske husdyrgødning afgasses. De vurderer, at det er billigere at opdyrke det internationale marked for biprodukter end at udvikle teknologien til afgang af halm i biogasanlæg, og at markedskræfterne vil bestemme udviklingen.

De to forskellige scenarier vil have ganske store implikationer for tilgængeligheden af yderligere næringsstoffer til anvendelse i økologisk jordbrug i fremtiden. Hvis halm kommer til at dominere som energirigt, men langsomt omsætteligt tilskudssubstrat i biogasprocessen, vil det ikke øge mængden af tilgængelige næringsstoffer til økologisk jordbrug, bortset fra kalium. I værste fald kan det reducere mængden af tilgængeligt kvælstof, hvis mere økologisk gylle forgasses sammen med halm, eftersom den afgassede biomasse får en lavere gødningsværdi pga. kvælstofimmobilisering forårsaget af halmomsætningen i biogasreaktoren. Desuden vil der være større risiko for ammoniakfordampning ved udbringningen pga. det højere tørstofindhold.

Hvis importen af andre energirige, mere letomsættelige biomasser, fx frøskaller, fiske-ensilage, olivenbiprodukter mm. derimod øges, så vil tilgængeligheden af næringsstoffer i den afgassede biomassen til gengæld stige. Tilgængeligheden af næringsstoffer til økologisk jordbrugsproduktion afhænger således helt af, hvilke biomasser, der bliver anvendt, og hvordan muligheden er for

¹ Baseret på drøftelser med Bruno Sander Nielsen (Biogas Danmark, brancheorganisation), Karin Peters (Bioman Aps.), og Jens Schrøder (Biomass.dk).

godkendelse af den afgassede biomasse til økologisk jordbrugsproduktion. Potentialet kan derfor p.t. ikke vurderes, men det vil i høj grad afhænge af den markedsudvikling, som Karin Peters og Jens Schrøder beskriver.

Hvis gødningspriserne forbliver høje, må man imidlertid også forvente, at der vil være betydelig konkurrence fra konventionelt jordbrug i Danmark efter næringsstofferne fra importeret biomasse. Forhøjede energipriser og EU's energisikkerhedspolitik vil også resultere i konkurrence om biomasserne i Europa. I maj 2022 lancerede EU den såkaldte RePowerEU plan², hvor der sættes et mål om 1.000 nye større fælles-biogasanlæg og 4.000 mindre gård-biogasanlæg. Den Europæiske biogas-sektor (EBA³) forventer derfor mere end en fordobling af biogas-sektorens kapacitet frem til år 2030 og en seksdobling frem mod 2050. Hvis denne plan bliver til virkelighed, vil det naturligvis resultere i en voldsomt forøget konkurrence om biomasser på det europæiske marked.

4.2.2 Potentiale for import af bio-baserede gødningsprodukter

Ud over import af biomasse til biogasproduktion, vil også import af bio-baserede gødningsprodukter, som er certificeret til brug i økologisk jordbrug, kunne øges. EU's nye Gødningsforordning (2019/1009), der trådte i kraft juli 2022 som led i EU's Circular Economy Action Plan (2020), omfatter ikke kun handelsgødninger som den tidligere gødningsforordning fra 2003 men nu også gødninger produceret ud fra flere organiske materialer og restprodukter, der har gødningsværdi, f.eks. animalske biprodukter, kompost, afgasset biomasse, planterester, madaffald m.v.

Den nye gødningsforordning definerer kriterier for, hvornår restprodukter/bistrømme ikke længere er affald men kan bruges som input-materialer i gødningsprodukter, og Forordningen sikrer også harmoniserede, fælles EU-regler for deklaration af gødningseffekt og grænseværdier for problematiske/farlige stoffer. Forordningen omfatter ud over gødningsmidler også biostimulanter, vækstmedier og jordforbedrings- og kalkningsmidler, og den giver mulighed for CE-mærkning, så disse gødningstyper og produkter kan markedsføres og handles frit i hele EU efter godkendelse og certificering i et enkelt land. Til anvendelse i økologisk jordbrug kræves derudover en statslig godkendelse i overensstemmelse med kravene i EU Økologiforordningen, og denne vil kun kunne opnås for en delmængde af de omfattede produkter (fx må produkter indeholdende genmodificerede organismer ikke anvendes).

Den ovenfor beskrevne eksplosive vækst i biogasanlæg på tværs af Europa vil også skubbe på udviklingen af nye bio-baserede gødninger, fordi udbygningen af især større fælles-biogasanlæg vil medføre en lokal koncentration og i mange tilfælde også et overskud af næringsstoffer, når der

² REPowerEU: A plan to rapidly reduce dependence on Russian fossil fuels and fast forward the green transition. 18 maj 2022. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_22_3131

³ European Biogas Association, Giulia Cancian præsentation på konferencen SOFIE2 - Organic and organo-mineral Fertilisers Industries in Europe, Bruxelles, 17-18 January 2023

anvendes næringsstofrige restprodukter, som ender i den afgassede biomasse, det andet væsentlige produkt af processen ud over biogas. Dette overskud af næringsstoffer kræver en miljømæssigt forsvarlig udnyttelse, og derfor vil næringsstofferne ofte skulle behandles og opkoncentreres med henblik på transport og udnyttelse i områder, hvor der ikke er overskud af næringsstoffer. Produktionen af bio-baserede gødninger vil ofte kunne ske ved udnyttelse af overskudsvarme på biogasanlæg og dermed gøre de bio-baserede gødninger økonomisk mere konkurrencedygtige.

4.2.3 Udenlandske leverandører og kvalitet af kommercielle gødninger til økologi

Allerede nu er der mindst 8 Europæiske/internationale gødningsfirmaer, der producerer og markedsfører bio-baserede gødningsprodukter på EU-markedet, som kan anvendes i økologi (som økologisk gødning eller som ikke-økologisk gødning tilladt i økologisk jordbrug):

- Memon (Holland, <https://memon.nl/>) – Monterra serien (18 pelleterede og 6 flydende gødninger).
- Simonis Fertilizers (Holland, <https://www.simofert.nl/>) – WOPRO-TERRA serien (6 pelleterede gødninger).
- Novarbo (Finland, <https://www.novarbo.fi/>) – Aino serien (4 flydende gødninger).
- Styriafert (Østrig, <https://styriafert.com/>) – (6 pelleterede gødninger).
- Orgamé (Belgien, <https://www.orgame.be/>) – Orgabio og Biogro serierne (5 pelleterede gødninger)
- Fertikal (Belgien, <https://www.fertikal.be/>) – kun få specialproducerede gødninger.
- Yara (EU, <https://www.yara.dk/>) – YaraSuna serien (startede markedsføring i Danmark i 2022 af 1 pelleteret gødningsprodukt).
- DAKA (Danmark, <https://www.oegro.dk/da>) – Øgro serien (6 pelleterede gødningsprodukter)
- Farmerøgødning (Danmark, <https://www.farmergodning.dk/>) – (1 flydende og flere pelleterede økologiske produkter samt forskellige slags økologiske prikke- og pottemuld).

I EU Horizon 2020 forskningsprojektet LEX4BIO⁴ har vi undersøgt en række af denne type produkter (dog ikke begrænset til øko-godkendte produkter) for deres N og P virkning i mark- og pottetforsøg. For de mere kvælstofrige organiske gødningsprodukter (minimum kvælstofkoncentration på 1% af friskvægt) viste disse forsøg generelt en relativt høj

⁴ LEX4BIO – Optimising bio-based fertilisers in agriculture - Providing a knowledge basis for new policies (<https://www.lex4bio.eu/>)

kvælstofgødningsværdi (Jensen et al. 2023), især for dem, der er baseret på animalske biprodukter, og/eller dem, som har et lavt C/N forhold. For nogle af dem er der dog også en vis risiko for kvælstoftab ved ammoniak-fordampning, især ved overfladeudbringning hvor det potentielle tab kan være helt op til halvdelen af total N (Wester-Larsen et al. 2022).

På nuværende tidspunkt er det dog umuligt at svare på, om markedsudbuddet af disse øko-relevante, organiske gødninger vil være tilstrækkeligt til at understøtte en ekspansion af den økologiske jordbrugsproduktion i Danmark. Det er derfor også svært at forudsige, hvad prisniveauet for disse bliver – bliver det så højt, at det helt forhindrer anvendelse i økologisk produktion, eller vil det kun være relevant for særlige højværdi-kulturer? Hvordan vil disse gødninger stå i konkurrencen med f.eks. øget udbud af bioforgasset konventionel husdyrgødning, så længe der er en forhøjet grænse for tilførsel af biogasgødning på 107 kg N/ha i forhold til ubehandlet husdyrgødning/gylle (65 kg N/ha)?

4.3 Risikofaktorer ved anvendelse af organiske ressourcer til gødningsformål

4.3.1 Vurdering af risici forbundet med dansk landbrugs anvendelse af spildevandsslam samt konventionel kvæg- og grisegylle

Det Økologiske Erhvervsteam, nedsat af Miljø- og fødevarerministeren, anbefalede i april 2017 under overskriften 'Økologien som eksperimentarium for udvikling af den cirkulære bioøkonomi', at økologerne skal have mulighed for at anvende næringsstoffer fra behandlet husspildevand. Forudsætningen for fremtidig anvendelse af næringsstoffer fra behandlet husspildevand i økologisk jordbrug er, at kvalitetskriterierne i EU's økologiforordning, (EU) 2018/848 kan overholdes, og at de kan forklares til og forstås af forbrugerne. En nødvendig afklaring i forhold til en evt. fremtidig anvendelse af spildevandsslam var udarbejdelsen af et overblik over risikofaktorer for mennesker og jordmiljøet ved gødskning med kvæg- og grisegylle, samt biogødning (slam) fra spildevandsrensning. Erhvervsteamet forudså, at Danmark, afhængigt af rapportens udkomme, kunne vælge at arbejde for at EU's økologiregler udvides, så de muliggør recirkulering af næringsstoffer fra behandlet spildevand og andre mulige acceptable afledte produkter.

Der blev udarbejdet en rapport om dette, som sidenhen er omarbejdet og udgivet i et internationalt tidsskrift (Magid et al., 2020). I det følgende gennemgås centrale fund fra dette arbejde. Arbejdet byggede på den tilgængelige litteratur, og der er søgt viden om danske forhold. I de tilfælde hvor der ikke fandtes relevant dansk viden, er der opsøgt viden fra tilsvarende lande. Der blev lavet en kvantitativ vurdering af risici for jordmiljøet og en kvalitativ vurdering af risici for human sundhed forbundet med transmission af uønskede stoffer gennem fødekæden.

Følgende stofgrupper indgik i vurderingen:

Antibiotika resistensgener, tungmetaller, chlorophenyl, dioxiner, furaner, halogenerede alifatiske hydrocarboner (HAH), lineære alkylbenzenesulfonater (LAS), polyaromatiske

hydrocarboner (PAH), polybromerede diphenyl æthre (PBDE), polychlorerede biphenyler (PCB), poly- og perfluorinerede alkylerede substanser (PFAS), phenoler, phosphat-triester, phtalater, polychlorinerede naphthalener (PCN), polychlorerede alkaner (PCA), triclosan, triclocarban, veterinær- og humane medicinrester, og østrogener.

4.3.2 Risiko for human sundhed

En kvalitativ gennemgang baseret på 'state of the art' litteratur blev foretaget for potentielt skadelige tungmetaller, medicinrester og spredning af antibiotikaresistens. Disse elementer er på nuværende tidspunkt vurderet til at udgøre den største bekymring for human sundhed i forbindelse med landbrugsmæssig brug af grise- og kvæggylle samt spildevandsslam.

4.3.3 Potentielt skadelige tungmetaller

Potentielt toksiske elementer (PTE) udgør en bekymring, idet de kan akkumuleres i jorden. Tungmetallerne fjernes udelukkende fra jorden via udvaskning og planteoptag. Mennesker kan udsættes for PTE via direkte indtag af plantemateriale. Cadmium og bly (Cd og Pb) er de mest fremtrædende af disse i dansk sammenhæng, når det kommer til direkte effekter på menneskers sundhed. En række faktorer påvirker den biologiske aktivitet af PTE, den vigtigste af disse er jordens pH. Ved at kontrollere pH gennem kalkning af jorden kan planternes optag af kationiske PTE (herunder Cd) minimeres. I en norsk risikovurdering af spildevandsslam (Eriksen et al., 2009) blev det vurderet, at indtaget af råvarer produceret på jorde beriget med slam gennem 100 år ville øge Cd optaget per borger med mindre end 5% sammenlignet med baseline (samme råvarer, men produceret uden tilførsel af slam). Yderligere ser det ud til, at niveauerne af Cd og Pb i europæiske jorde faktisk er faldende på grund af de meget lavere forbrændingsrelaterede atmosfæriske udledninger i de seneste årtier (Römkens & Smolders, 2018; Smolders, 2013).

Det blev vurderet, at der er ringe human risiko forbundet med tungmetaller ved indtag af afgrøder gødet med spildevandsslam.

4.3.4 Medicinrester

I godkendelsesprocessen for veterinære lægemidler bliver der ikke taget højde for den potentielle humane eksponering til veterinære lægemidler, der udskilles via gylle eller slam. Mennesker eksponeres primært for veterinære lægemidler gennem indtaget af animalske produkter. Dette indtag kan i nogle tilfælde være tæt på det acceptable daglige indtag (ADI), og derfor kan selv et mindre indtag via f.eks. planter (der har optaget lægemidlerne) teoretisk set resultere i en overskridelse af ADI. Der forefindes ganske få studier af overførsel af veterinære lægemidler fra jord til planter, derfor bygger følgende stort set udelukkende på transfer af humane lægemidler. Et norsk studie undersøgte samtlige 1414 humane lægemidler på markedet i Norge (Eriksen et al., 2009). De estimerede jordkoncentrationer var i alle tilfælde meget lave og lavere end den estimerede PNEC (Predicted No Effect Concentration).

Der findes ikke tilstrækkelige data til at konkludere på risikoen ved planteoptag af veterinære lægemidler fra husdyrgylle, men det anses for usandsynligt, at planteoptaget af veterinærlægemidler i gylle fra grise og kvæg er af betydning for menneskers sundhed, og det konkluderes, at veterinærlægemidler og humanmedicinske rester i spildevandsslam ikke giver anledning til bekymring.

4.3.5 Spredning af antibiotikaresistens

Baseret på gennemgangen i Magid et al. (2020) er det den sagkyndige opfattelse, at spildevandsslam ikke udgør en højere risiko for udbredelse og overførsel af antibiotikaresistens end husdyrgødning fra kvæg og grise. Anvendelse af spildevandsslam til gødningsformål skønnes at udgøre en meget lav risiko for spredning af antibiotikaresistens i miljøet, hvis anvendelsen sker i overensstemmelse med den danske Affald til Jord bekendtgørelse (BEK nr. 1001 af 27/06/2018).

4.3.6 Risiko for jordmiljøet

Tilstedeværelsen af uønskede forbindelser i slam og husdyrgødninger har meget beskedent overlap (kun 4 tungmetaller og 6 organiske forbindelser er målt i begge materialer), hvilket gør en direkte sammenligning af den kumulative risiko for anvendelse af animalsk gødning og spildevandsslam noget vilkårlig. Manglen på overlap skyldes sandsynligvis forskellene i oprindelse, men det kan også være på grund af historiske forskelle i overvågningsindsatsen. På basis af den kumulative risikovurdering blev det konkluderet, at der kan være en potentiel risiko ved anvendelse af slam og husdyrgødning fra kvæg og grise i alle scenarier, men grisegylle udgør den højeste risikofaktor på grund af ret høje niveauer af kobber (Cu) og zink (Zn). Denne risiko vil dog gradvis mindskes, da markedsføringstilladelsen for medicinsk Zn ophørte, og dyrlæger ikke længere måtte ordinere medicinsk zink til behandling af diarré hos fravænnede grise efter d. 26. juni 2022 (Commission Implementing Decision of 26.06.2017 C(2017) 4529final. Samtidig har den tilladte tilsætning af Cu i foderet til smågrise været reduceret siden 2019 (Reg. (EU) 2018/1039 af 23.07.2018).

Magid et al. (2020) konkluderede, at de undersøgte organiske kemikalier, medicinrester og østrogen fra animalsk gylle udgør ingen eller lav risiko for jordorganismer. Det skal dog bemærkes, at viden om organiske kemikalier i dansk gylle er sparsom, og selvom gylle forventes at indeholde mindre mængder af organiske kemikalier end slam, kan gyllen indeholde stoffer, der ikke er medtaget i den foreliggende vurdering.

Evalueringen af spildevandsslam som gødning viste potentiel toksicitet af phthalater og triclocarban. Konklusionen er dog ganske usikker på grund af mangel på toksicitetsoplysninger såvel som specifikke danske målinger af koncentrationerne af nogle af disse forbindelser. Det anbefales derfor, at disse forbindelser undersøges, så usikkerheden kan reduceres.

Sammenfattende blev det konkluderet, at dansk spildevandsslam og grisegylle udgør omtrent samme risiko for human sundhed og for jordmiljøet, da reglerne for anvendelse af Cu og Zn i

grisefoder har været fuldt indfasede siden 2019, henholdsvis 2022. Kvæggylle blev vurderet til at udgøre en lidt lavere risiko.

4.3.7 'Nye' og 'ukendte' risikofaktorer i organiske ressourcer

Der vil bestandigt fremkomme nye spørgsmål om forekomsten af stoffer i såvel husdyrgødning og organiske ressourcer fra det omgivende samfund. For at kunne adressere virkninger og cocktaileffekter af kendte, nye og ukendte stoffer på jordens frugtbarhed, blev der på KU's forsøgsgårde etableret et fastliggende langtidsforsøg med affaldsbiomasse, herunder: Spildevandsslam, komposteret/bioforgasset husholdningsaffald, human urin og en række almindeligt anvendte husdyrgødninger.

Forsøget blev etableret i sin nuværende form i 2003, og der er i nogle behandlingsled tilført meget store mængder af affaldsbiomasse, svarende til 100 til >200 års lovlig udbringning. Forsøgsarealet - i daglig tale kaldet 'CRUCIAL'⁵ har vist, at jordens robusthed overfor påvirkning med uønskede stoffer er stor. På trods af et stort antal undersøgelser af jorden og afgrøderne har det endnu ikke været muligt at påvise utilsigtede effekter, bortset fra at der ved så store tilførsler sker tab af næringsstoffer, herunder udvaskning (se nedenfor vedrørende PFAS).

4.3.8 Mikroplast

I de seneste år er der kommet fokus på mikroplast, herunder mikroplastforurening i jord. Forskningen er i sin vorden, og Innovationscenter for Økologisk Landbrug (ICOEL) har efterspurgt et overblik over den tilgængelige viden (Liensgaard Johansen et al., 2022). I det følgende gennemgås centrale fund fra dette arbejde.

Der er mikroplast i organisk husholdningsaffald og spildevandsslam, men et klart og nuanceret billede af indholdet findes ikke. Spildevandsslam indeholder mange små partikler (primært fibre og fragmenter), hvorimod organisk husholdningsaffald indeholder flere større fragmenter (flager fra emballage og poser). Der er indikation på, at kompost fra organisk husholdningsaffald indeholder flest partikler pr. g. fosfor. Mikroplast findes i jorden, men der er få studier, der har målt koncentrationen pr. masse-enhed. Der findes ikke sammenlignelige data mellem felt- og laboratorieforsøg, ligesom der ikke findes studier, der evaluerer massebalancen af mikroplast (og derved nedbrydningen). Det er heller ikke klart, i hvilket omfang organiske restprodukter anvendt som gødning bidrager til forurening af jorden med mikroplast sammenlignet med andre kilder (landbrugsplast, henkastet af affald, bearbejdning af jorden mv.).

Forskning inden for mikroplast-effekter i jordmiljøet er et relativt nyt område, hvor de fleste resultater indtil videre er fra laboratorieforsøg. Laboratorieforsøg bruger ofte forsimplede

⁵ CRUCIAL - Closing the Rural-Urban Nutrient Cycle - Investigations through Agronomic Long-term experiments.

systemer og langt højere koncentrationer, end man vil finde i feltforsøg. Det kan give udfordringer i forhold til tolkningen, hvis man forsøger at overføre disse resultater til feltskala.

Det er vist i nogle laboratorieforsøg, at mikroplast *kan* have en effekt på jordlevende organismer. Mange jordorganismer indtager små mikroplastpartikler, hvilket potentielt kan have forskellige negative virkninger på organismen. Samtidig kan det være første led i en bioakkumulering af mikroplast. På nuværende tidspunkt er der dog ikke konsensus i litteraturen (nogle studier viser negative effekter, mens andre ikke finder effekter af mikroplast), og antallet af effekt-studier foretaget ved miljørealistiske plastkoncentrationer og under miljørealistiske eksponeringsscenarier er stadig begrænset.

Det er observeret at mikroplast tilsat jord i meget høje koncentrationer kan have en negativ effekt på plantevækst, men det antages, at det i særlig grad er indirekte effekter, såsom ændret næringsstoftilgængelighed, forandringer i jordstrukturen og dermed jordens evne til at dræne eller tilbageholde vand, samt planternes mulighed for at indgå i symbioser med organismer som mykorrhiza-svampe og Rhizobium-bakterier. Egentlige strukturelle ændringer i jorden som følge af mikroplastforurening må antages først at ske ved meget høje mikroplast-koncentrationer.

I laboratoriestudier er det vist, at både struktur og funktion af mikrobielle samfund *kan* påvirkes af eksponering til mikroplast, men effekterne ses ved mikroplast-koncentrationer, som er langt højere end de koncentrationer, der er målt i landbrugsjord.

Andre fremmedstoffer, fx organiske forureninger og tungmetaller kan adsorberes til mikroplast. Mikroplast kan således fungere som bærer af fremmedstoffer, når organismer indtager plasten. Samtidig kan mikroplasten bevirke, at fremmedstoffer i jordmiljøet bliver mindre tilgængelige fx for planter og dyr, netop fordi de kan adsorberes til mikroplasten.

CRUCIAL-forsøget er gødet med komposteret husholdningsaffald og spildevandsslam i 20 år i niveauer, som er højere end tilladt (svarende til over 100 års tilførsel). Derfor forventes det, at eventuelle skadelige stoffer (mikroplast, tungmetaller, organisk forurening) i gødningsprodukterne er akkumuleret til et niveau, der svarer til, eller er højere end den akkumulering man kunne forvente ved mere end 100 års almindelig gødskningspraksis. Det skal bemærkes, at plastindholdet i CRUCIAL jorden og de tilførte gødningsprodukter endnu ikke er kvantificeret, men foreløbige pilotanalyser af jord fra CRUCIAL indikerer, at der er store forskelle i både plastindhold og plasttyper i jord fra de forskellige gødningsbehandlingsparceller.

Tilførslen af spildevandsslam og komposteret husholdningsaffald i CRUCIAL-forsøget har fremmet jordens sundhed, hvad angår mikroorganismer og mikrofaunaens trivsel sammenlignet med ugødet jord (Johansen et al., 2022). Produkterne har bidraget til et højere indhold af organisk stof i jorderne og har bidraget med næringsstoffer, samtidig med at der ikke er fundet indikationer på negative virkninger af den cocktail af uønskede fremmedstoffer, herunder mikroplast, tungmetaller og organiske fremmedstoffer, som vi antager er tilført med de organiske gødningsprodukter over årene.

I fremtidige studier bør der især fokuseres på at inkludere felt- og storskala model-økosystem-forsøg. For at kunne sammenligne forskellige studier er det nødvendigt at standardisere metoder til prøvetagning og måling af koncentrationen af mikroplast i gødninger, jordforbedringsmidler og jord. Desuden er det vigtigt at undersøge effekten af mikroplast på jordlevende organismer i felten eller i terrestriske model-økosystemer.

4.3.9 PFAS

I Danmark er der i 2021 indført nye grænseværdier for PFAS i grundvand og drikkevand. Dette har medført skærpet opmærksomhed og bekymring, da der i stigende grad findes drikkevandsforsyninger, som overskrider disse værdier. PFAS-problemstillingen er vanskelig at overskue, da der findes tusindvis af PFAS stoffer, mens man kun kan måle et begrænset antal af disse i miljørelevante koncentrationer. PFAS findes overalt, er meget svært nedbrydelige, og kaldes evigheds-kemikalier. De må forventes at findes i såvel husdyrgødning, organisk husholdningsaffald og spildevandsslam, samt i andre organiske restprodukter.

Sundhedsstyrelsen har udgivet en redegørelse for helbredseffekter af PFOA, PFNA, PFOS og PFHxS (Sundhedsstyrelsen, 2022). Den indeholder en gennemgang af epidemiologiske undersøgelser af disse stoffers helbredseffekter. Konklusionen er, at der på nuværende tidspunkt ikke er påvist årsagssammenhænge (kausalitet), men at de viser korrelationer med flere negative helbredseffekter, såsom 1) nedsat antistofrespons i forbindelse med vaccination, primært hos børn, 2) forhøjet kolesterol, 3) nedsat fødselsvægt, og 4) let påvirkning af leveren.

Miljøstyrelsen har i øjeblikket fokus på spildevandsslam. Det er dog værd at bemærke, at det kun er en begrænset del af det PFAS, der kommer ind i et rensningsanlæg, som tilbageholdes i slammet. Et australsk studie (Gallen et al., 2018) viste højere udløbskoncentrationer end indløbskoncentrationer af PFAS. De højere udløbskoncentrationer blev begrundet med, at der foregår produktion af målbare PFAS i rensningsanlægget (fra ikke målbare moder-PFAS). Massebalancen over 14 australske rensningsanlæg viste tilbageholdelse af ca. 3% af PFOA og 30% af PFOS i slammet.

(Draborg & Tsitonaki, 2022) udførte undersøgelser af spildevandsslams påvirkning af PFAS-indholdet i jorden i CRUCIAL forsøget, som er anlagt på en fin sandblandet lerjord (JB6). Der blev undersøgt tre typer af markplots relateret til udbringning af spildevandsslam; (1) slambehandlet mark, som har fået høj dosering, svarende til 75 års lovlig udbringning, (2) slambehandlet mark, som har fået ekstremt høj dosering, svarende til mere end 200 års lovlig udbringning, og (3) et kontrolområde, som ikke har fået tilført slam. Både type 1 og type 2 repræsenterer worst-case scenarier ift. udbragte slammængder. Der blev lavet dybe borer ned til 17 meters dybde for at undersøge indholdet af PFAS i vand og jord/sediment i forskellige dybder. Der blev påvist PFAS-forbindelser indenfor den øverste meter jord i alle borerne (inklusive kontrolområdet), hovedsageligt ved 0,3 m under terræn. Alle de målte koncentrationer lå under Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterier. Der blev ikke påvist PFAS i nogen af prøverne under 1 m's jorddybde. I de

dybeste borer kunne der ikke detekteres PFAS i vandprøver udtaget under nogen af behandlingerne, end ikke der hvor der var udbragt slam svarende til mere end 200 års lovlig udbringning. Der blev i ét tilfælde fundet PFAS værdier over Miljøstyrelsens grænseværdi (2 ng/l for summen af PFOA, PFOS, PFNA og PFHxS) i prøver udtaget fra en sandlomme i ca. 5 m's dybde under en forsøgsparcel, der havde modtaget 75 års lovlig udbringning i løbet af 20 år. Her blev der fundet 2,5 ng/l for summen af PFOA, PFOS, PFNA og PFHxS og 4,9 ng/l for summen af 22 målte PFAS.

De påviste niveauer af PFAS i grundvandet under CRUCIAL er ca. 525-1650 gange lavere end de forventede værdier, der kan beregnes på baggrund af de målte jordkoncentrationer. Dette skyldes utvivlsomt, at der forekommer en meget større binding i jord og sediment end forventet. Det vil være meget relevant at afdække, hvordan PFAS reagerer over længere tid i forskellige jordtyper, da der mangler viden om de fysisk-kemiske reaktioner, som ikke afspejler sig i hurtige rysteforsøg. Der er bevaret frosne prøver af de materialer, der er udbragt i løbet af CRUCIAL forsøgets levetid. Slammet er leveret af Renseanlæg Avedøre, som har et opland på godt 350.000 Københavnerne.

Slamprøver fra dette arkiv blev undersøgt for indhold af PFAS, og det viste sig, at koncentrationsniveauet af 22 målbare PFAS-forbindelser i det udbragte spildevandsslam er faldet fra 113 µg/kg TS i år 2003 til 8,9 µg/kg TS i 2022. Med den øgede opmærksomhed på PFAS må det forventes, at koncentrationen fremover vil falde som følge af yderligere restriktioner og udfasning af PFAS-forbindelser. Det er rimeligt at antage, at de mængder, der genfindes i slammet, er en afspejling af det miljø de 350.000 københavnere har opholdt sig i på det pågældende tidspunkt. Det er tankevækkende, hvor stor bekymring der er vedrørende PFAS i miljøet i dag, sammenholdt med hvor meget større mængderne må have været for 20 år siden.

Det er i skrivende stund ikke klart, hvor Miljøstyrelsen i fremtiden vil sætte afskæringskriteriet for PFAS i spildevandsslam, der udbringes på landbrugsjord. Derfor er det heller ikke klart, om den mængde spildevandsslam, der udbringes på landbrugsjord, vil blive reduceret væsentligt i fremtiden.

Referencer

BEK nr. 1001 (2018), Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål, <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2018/1001>.

Biogas Danmark (2022) Biogas Outlook 2022 - Produktion og anvendelse af biogas i Danmark 2021-2035. Rapport, Biogas Danmark. <https://www.biogas.dk/wp-content/uploads/2022/09/Biogas-Outlook-2022-WEB-07-09-2022-1.pdf>

Jensen L.S., Wester-Larsen L., Müller-Stöver D.S. (2023) Gødningsværdi og potentielt ammoniaktab fra bio-baserede gødninger på det Europæiske marked Præsentation ved [Plantekongres 2023](#).

COM (2017) Commission Implementing Decision of 26.06.2017 concerning the framework of Article 35 of Directive 2001/82/EC of the European Parliament and of the Council, the marketing authorisations for veterinary medicinal products containing “zinc oxide” to be administered orally to food producing species, C(2017) 4529final.

COM (2018) Commission Implementing Regulation (EU) 2018/1039 of 23 July 2018 concerning the authorisation of Copper(II) diacetate monohydrate, Copper(II) carbonate dihydroxy monohydrate, Copper(II) chloride dihydrate, Copper(II) oxide, Copper(II) sulphate pentahydrate, Copper(II) chelate of amino acids hydrate, Copper(II) chelate of protein hydrolysates, Copper(II) chelate of glycine hydrate (solid) and Copper(II) chelate of glycine hydrate (liquid) as feed additives for all animal species and amending Regulations (EC) No 1334/2003, (EC) No 479/2006 and (EU) No 349/2010 and Implementing Regulations (EU) No 269/2012, (EU) No 1230/2014 and (EU) 2016/2261

Draborg, H., & Tsitonaki, K. (2022). Undersøgelser af CRUCIAL forsøget for PFAS påvirkning fra spildevandsslam.

Eriksen, G. S., Amundsen, C. E., Bernhoft, A., Eggen, T., Grave, K., Halling-Sørensen, B., Källqvist, T., Sogn, T., & Sverdrup, L. (2009). Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils. In Norwegian Scientific Committee for Food Safety (VKM).

Johansen, J. L., Dam, M., Kudjordjie, E. N., Santos, S. S., Palmqvist, A., Magid, J., & Vestergård, M. (2022). Effects of long-term fertilization with contemporary Danish human urine, composted household waste and sewage sludge on soil nematode abundance and community structure. *Science of The Total Environment*, 160485. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160485>

Liensgaard Johansen, J., Magid, J., Vestergård, M., & Palmqvist, A. (2022). Omfang og effekter af mikroplast forurening i jord - med særligt fokus på recirkulering af affaldsprodukter.

[https://plen.ku.dk/raadgivning/rapporter/Omfang_og_effekter_af_mikroplast_forurening_i_jord - med s rligt fokus p recirkulering af affaldsprodukter FINAL Alle.pdf](https://plen.ku.dk/raadgivning/rapporter/Omfang_og_effekter_af_mikroplast_forurening_i_jord_-_med_s_rligt_fokus_p_recirkulering_af_affaldsprodukter_FINAL_Alle.pdf)

Magid, J., Pedersen, K. E., Hansen, M., Cedergreen, N., & Brandt, K. K. (2020). Comparative assessment of the risks associated with use of manure and sewage sludge in Danish agriculture. In *Advances in Agronomy* (Vol. 164, pp. 289–334). Academic Press Inc. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.06.006>

Magid, J., & Petersen, C. (2023). Vurdering af samfundets organiske ressourcer og mængden af næringsstoffer der kan recirkuleres til økologisk jordbrug. <https://orgprints.org/id/eprint/45232/>

Okoli, C., & Pawlowski, S. D. (2004). The Delphi method as a research tool: An example, design considerations and applications. *Information and Management*, 42(1), 15–29.

<https://doi.org/10.1016/j.im.2003.11.002>

Petersen, C. (2022). Kortlægning af mængden af organisk affald og restprodukter til gødningsformål. <https://orgprints.org/id/eprint/45167/>

Römkens, P. F. A. M., & Smolders, E. (2018). Prediction of changes in soil cadmium contents at EU and Member State (MS) level. 2017, 5. <https://www.wur.nl/nl/show/prediction-of-changes-in-soil-cadmium-contents-at-eu-and-member-state-ms.htm>

Smolders, E. (2013). Revisiting and updating the effect of phosphorus fertilisers on cadmium accumulation in European agricultural soils. In *Proceedings 724* (Vol. 4, Issue May, pp. 1–33). International Fertilizer Society.

Sundhedsstyrelsen (2022) Helbredseffekter af PFOA, PFNA, PFOS og PFHxS, <https://www.sst.dk/-/media/Udgivelser/2022/PFAS/Helbredseffekter-af-PFOA-PFNA-PFOS-og-PFHxS.ashx>

Wester-Larsen L., Müller-Stöver D.S., Salo T., Jensen L.S. (2022) Potential ammonia volatilization from 39 different novel biobased fertilizers on the European market – A laboratory study using 5 European soils. *Journal of Environmental Management* 323, 116249
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116249>

5. Biogasanlæg som kilde til næringsstofforsyning i økologisk jordbrug

Henrik Bjarne Møller (AU-BCE)

5.1 Biogasteknologien

Biogas er en vedvarende energikilde, der kan erstatte fossil naturgas. Biogas fremstilles ved mikrobiel nedbrydning af forskellige typer biomasse under iltfrie forhold (anaerobt) med produktion af metangas (CH_4). Produktionen af biogas i Danmark er steget fra ca. 3 PJ (petajoule, 10^{15} J) i 2000 til 25 PJ i 2022 (Energistyrelsen, 2022).

5.1.1 Biomasser og lovgivningskrav i relation til biogasfremstilling

Mange typer biomasse kan anvendes til produktion af biogas (tabel 5.1). Gylle og fast gødning fra husdyrproduktionen, som i alt udgør mere end 11 mio. t. (2022), udgør vægtmæssigt den største del (ca. 74 %) af den biomasse, som tilføres biogasanlæggene. Andet organisk affald, kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) og madaffald spiller også en stigende rolle (3 % på vægtbasis), ligesom halm i stigende omfang vinder indpas (2 % på vægtbasis).

Der må desuden anvendes energiafgrøder i form af majs, sukkerroer, korn, græs mm. Mængden af energiafgrøder, der må anvendes, er dog begrænset af lovgivningen (Bek. nr. 1535, 2022), som lægger et loft på denne anvendelse på 12 vægt- % af den biomasse, der i alt tilføres biogasanlægget. Dette krav gælder indtil 31.07.2023, hvor energiafgrøde-andelen nedjusteres til 9 vægt-% indtil 31.07.2024, hvorefter andelen reduceres yderligere til 4 vægt-%

(<https://kefm.dk/aktuelt/nyheder/2023/apr/ny-aftale-understoetter-produktion-af-dansk-biogas>).

Fra 1. august 2025 må majs ikke længere anvendes som energiafgrøde i biogasanlæg. Til gengæld tilføres der i stigende grad græs til biogasanlæggene, og økologisk kløvergræs, kløvergræs og græs fra permanente græsarealer (> 5 år) og fra naturpleje er ikke omfattet af disse krav til energiafgrøder.

På de eksisterende landbrugsbaserede biogasanlæg i Danmark anvendes oftest op til 25 % organiske restprodukter, primært i form af industrielle restprodukter, såsom mavetarmindhold fra slagterier, valle fra mejerier mv. For at restprodukterne skal kunne recirkuleres som gødning, skal de overholde de danske lovgivningskrav vedrørende indhold af tungmetaller og miljøfremmede stoffer (Bek. nr. 1001, 2018).

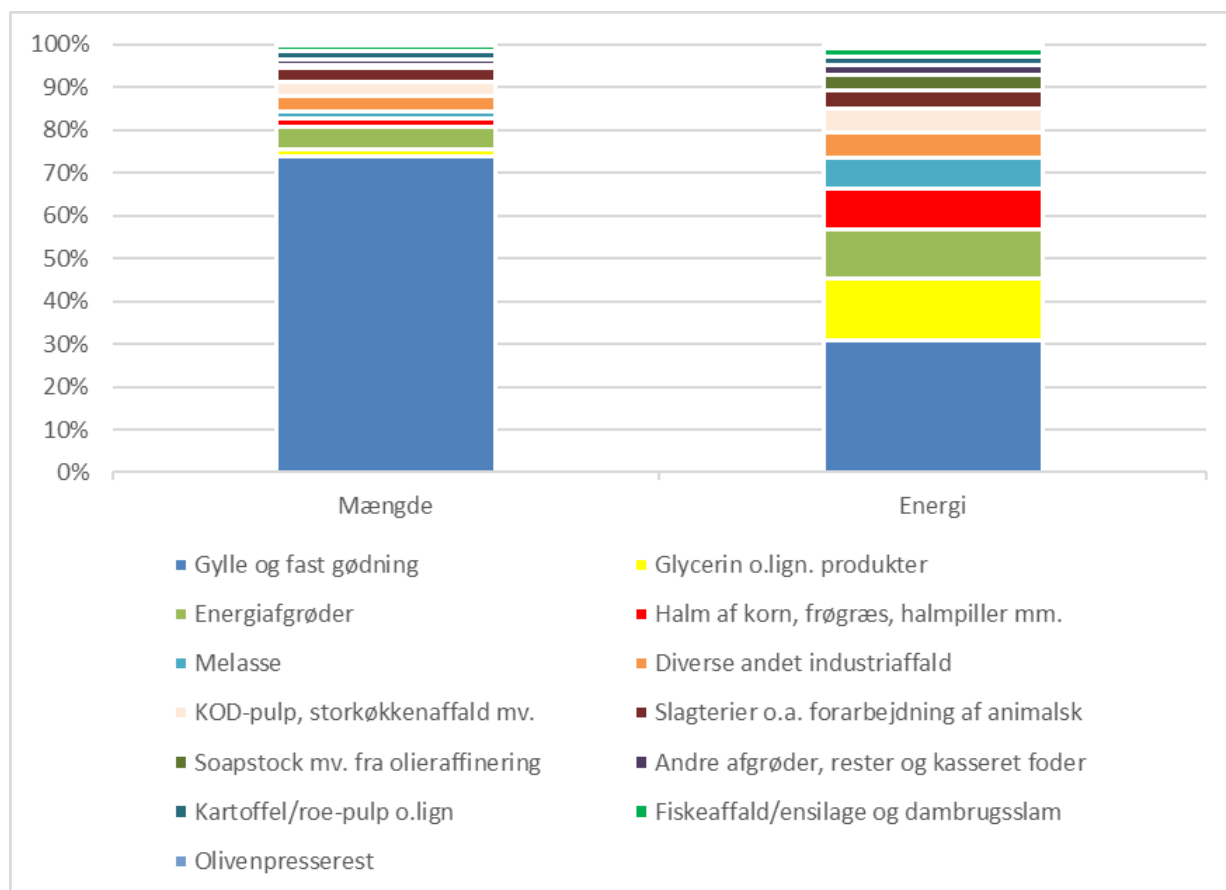
Derudover gælder EU's Økologiforordning, Reg. (EU) 2018/848 og Reg. (EU) 2019/2164, bilag I, som angiver lavere grænseværdier for tungmetal-indholdet i komposteret eller afgasset kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Her er grænseværdierne (max. værdier i mg/kg TS): Cd: 0,7; Cu: 70; Ni: 25; Pb: 45; Zn: 200; Hg: 0,4; Cr (total): 70 og CR (VI): ikke påviselig.

Kravene i Reg (EU) 2019/2164 til næringsstofkilder og grænseværdier er også angivet i den danske Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion, februar 2023, bilag 2 (Landbrugsstyrelsen, 2023). De eksisterende biogasanlæg udnytter i dag en meget stor andel af de restprodukter, der er til rådighed i Danmark, ligesom der importeres restprodukter fra udlandet som for eksempel fiskeaffald fra Norge og glycerin fra europæiske lande.

Tabel 5.1. Eksempler på typer af biomasse i relation til om de kan anvendes som gødning i økologisk jordbrug. + angiver at biomassen er økologisk eller er opført på Økologivejledningens bilag 2, mens – betyder, at biomassen hverken er økologisk eller opført på bilag 2.

Oprindelse	Typer	Kan anvendes i økologi
Restprodukter og energiafgrøder fra landbrug	Husdyrgødning	+
	Energiafgrøder	+
	Halm	+
	Økologisk kløvergræs	+
Private husholdninger og detailhandel (bioaffald)	Kildesorteret organisk husholdningsaffald (KOD), madaffald fra storkøkkener, detailhandel mm.	+
Industrielle biprodukter	Glycerin	(+/-)
	Biprodukter, restprodukter fra fødevareproduktion, herunder slagteriaffald	(+/-)
Rensningsanlæg	Spildevandsslam	-

I figur 5.1 er vist fordelingen af mængden og energiproduktionen fra forskellige typer biomasse i 2021/22 (Tafdrup, 2022). Den samlede mængde udgjorde i 2022 ca. 15 mio. t (våd vægt).



Figur 5.1 Biomasse anvendt til biogasproduktion i 2021/22 og den tilhørende energiproduktion. Baseret på oplysninger fra Tafdrup (2022). Mængden er baseret på vådvægt.

5.1.2 Biogasanlæg der må levere afgasset biogasgødning til økologer

I forhold til anvendelse af afgasset biomasse i økologisk jordbrug opfylder en del anlæg betingelserne som beskrevet ovenfor., ligesom der er 8 anlæg, der er økologisk certificerede (tabel 5.2). På de anlæg, der er økologisk certificerede, vil en vis procentdel af kvælstoffet have økologistatus. De anlæg, der er økologisk certificerede, kan drives på følgende måder:

1. Økologisk drift i en afgrænset periode af året med en karensperiode mellem konventionel og økologisk drift
2. Økologisk linje på et eksisterende biogasfællesanlæg
3. Økologisk anlæg, hvor hele anlægget har kontinuerlig økologisk drift

Tabel 5.2 Oversigt over anlæg, der er økologisk certificerede eller som er egnet til økologi. Alle anlæggene tilføres biomassetyper, der er økologiske eller er opført på bilag 2. (Ministeriet for Fødevarer, landbrug og Fiskeri. 2023)*

Biogasanlæg	Status
Anaergia, Envo Biogas A/S Aabenraa CVR. 33506511	Ikke økologisk, men egnet til øko.
AU-Foulum, Foulum CVR. 31119103	Økologisk certificeret*
Ausumgaard Biogas, Hjern	Ikke økologisk, men egnet til øko.
Brdr. Thorsen Biogas I/S, Nimtofte CVR. 36178086	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
Gedsted Biogas v. Lundsby Biogas A/S CVR. 40804757	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
Grauballegaard Biogas, Lemming CVR. 40845747	Økologisk certificeret *
Green Lab, Skive CVR. 38280880	Økologisk certificeret *
Holbæk Bioenergi, Skærbæk CVR. 42913960	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
Horsens Bioenergi CVR. 34700605	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
Hærup Biogas ApS CVR. 39131919	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
LinkoGas a.m.b.a, Lintrup CVR. 11458378	Økologisk certificeret *
Nature Energy, Månsson CVR. 34734488	Økologisk certificeret *
Nature Energy, Månsson CVR. 34734488	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
Nature Energy, Videbæk CVR. 34211493	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
Nature Energy, Holsted CVR. 34734445	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
Nature Energy, Køng CVR. 34734747	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
Nature Energy, Midtfyn CVR. 34734658	Økologisk certificeret *
Nørreris Bioenergi ApS CVR. 39012561	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
OL Biogas, Langå CVR. 36959177	Økologisk certificeret *
Outrup Biogas ApS CVR. 38057812	Økologisk certificeret*
Solrød Bioenergi, Solrød CVR. 40472037	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
Sustainable Bio Solutions CVR. 39682834	Ikke økologisk, men egnet til øko.
Sønderjysk Biogas, Bevtøft CVR. 36704632	Ikke-økologisk, men egnet til øko.
Vestjysk Biogas, Skjern CVR. 37808474	Ikke-økologisk, men egnet til øko.

5.2 Kvalitet og karakteristika for afgasset biomasse

5.2.1 Næringsstofmineralisering og -sammensætning ved bioforgasning

Kvaliteten af den afgassede biomasse afhænger af en række faktorer, som er bestemt af biomassens sammensætning og den anvendte biogasteknologi. De fleste næringsstoffer vil være til stede i stort set samme mængde og forhold, som de er i råmaterialerne. Kvælstof og svovl adskiller sig imidlertid fra de øvrige næringsstoffer, da der sker forskellige nedbrydnings-processer og kemiske reaktioner under processen. Kvælstof findes enten på organisk eller uorganisk form i råmaterialerne, men i biogasprocessen sker der en mineralisering af organisk kvælstof til uorganisk ammonium-N (NH_4^+). Dette betyder, at der bliver en højere andel uorganisk kvælstof i det afgassede materiale i forhold til i råmaterialerne således, at 1. års gødningsværdien potentielt kan øges. Samtidig sker der en stigning i pH, som kan føre til en højere ammoniak fordampning under lagring og udbringning, hvorved udnyttelsen af kvælstoffet reduceres.

Der er mange undersøgelser, der peger på, at $\text{NH}_4^+\text{-N}$ andelen er en af de væsentligste parametre for den afgassede biomasses N-gødningsværdi. Der er dog stadig kun begrænset viden om, hvor stor mineraliseringen er i typiske biogasanlæg, og dermed hvilken ændring i NH_4^+ -andelen der kan forventes i forhold til indholdet i råmaterialerne, som tilføres anlægget. I et studie af Mortensen et al. (2021) er en teknologi med inkubering af forskellige typer af biomasse i nylonposer brugt til at bestemme mineraliseringen af organisk kvælstof i biogasprocessen, ligesom effekten af opholdstid og temperatur blev undersøgt. Det fremgik af studiet, at der over en periode på 30 dage skete en mineralisering af organisk N på 20-35 % i kvæggylle, 40-60 % i kløvergræs og 78-88 % i KOD. Den største mineralisering skete ved termofil drift ($>45^\circ\text{C}$).

I et studie af Møller et al. (2022) blev der gennemført beregninger for 5 forskellige modelanlæg på klimaeffekten og næringsstofsammensætningen. Det ene anlæg var et økologisk modelanlæg, som blev forsynet med gylle, dybstrøelse, kløvergræs og KOD (tabel 5.3). Det blev forudsat, at al gylle kom fra kvæg, og at energiafgrøden bestod af kløvergræs. Eftersom det forventes at være vanskeligt at skaffe store gyllemængder til økologiske biogasanlæg i områder med få husdyrbrug, blev der i dette eksempel kun anvendt 50 % gylle. Biomasse-sammensætningen betød, at tørstofindholdet typisk blev højere end i konventionelle biogasanlæg.

Tabel 5.3 Biomasse-sammensætning i økologisk model-biogasanlæg (Møller et al., 2022)

Biomasse	Andel (vægt-%)
Kvæggylle	50
Kvæg dybstrøelse	20
Kløvergræs	25
KOD/storkøkkenaffald	5

I tabel 5.4 er vist næringsstofsammensætningen for det anvendte økologiske modelanlæg sammenlignet med analyser fra 2 økologisk biogasanlæg. Det fremgår af tabellen, at det økologiske modelanlæg stort set havde samme næringsstofsammensætning som det økologiske anlæg 2 bortset fra, at fosforindholdet var lavere i øko-modelanlægget.

Tabel 5.4 Biomasse-sammensætning i model-biogasanlæg og i 2 økologiske biogasanlæg

Parameter	Enhed	Økologisk modelanlæg 25% kløvergræs (Møller et al., 2022)	Øko-anlæg. 1: Stort anlæg med stor andel græs og frøgræshalm	Øko-anlæg 2: Mindre anlæg af gårdtype
Tørstof	%	8,7	10,2	8,69
Total N	kg/t	6,34	5,10	6,28
NH ₄ ⁺ -N	kg/t	3,27	2,4	3,04
P	kg/t	1,18	0,9	0,88
K	kg/t	6,25	4,0	6,2
pH		7,9 ¹	8,05	7,93
NH ₄ ⁺ /Total N		0,52	0,47	0,48
N/P		5,4	5,7	7,1
Lovpligtige udnyttelseskrav	%	54,0		

¹Det er antaget, at pH er som i økoanlæg 2.

5.2.2 N-udnyttelseskrav og gødningsværdi af afgasset biomasse

Det lovpligtige udnyttelseskrav er den procentdel af N-indholdet i den afgassede biomasse, der som minimum skal medregnes i gødningsregnskabet, og det bør ideelt set afspejle den reelle gødningseffekt af 100 kg total-N i handelsgødning. Udnyttelseskravet udregnes som et vægtet gennemsnit af de biomasser, der tilføres et biogasanlæg på basis af udnyttelseskravet for de enkelte biomasser som angivet i tabel 5.5.

Tabel 5.5 Procentdel af N-indholdet i den organiske biomasse, der som minimum skal medregnes i gødningsregnskabet for nogle udvalgte biomasser (Landbrugsstyrelsen, 2022)

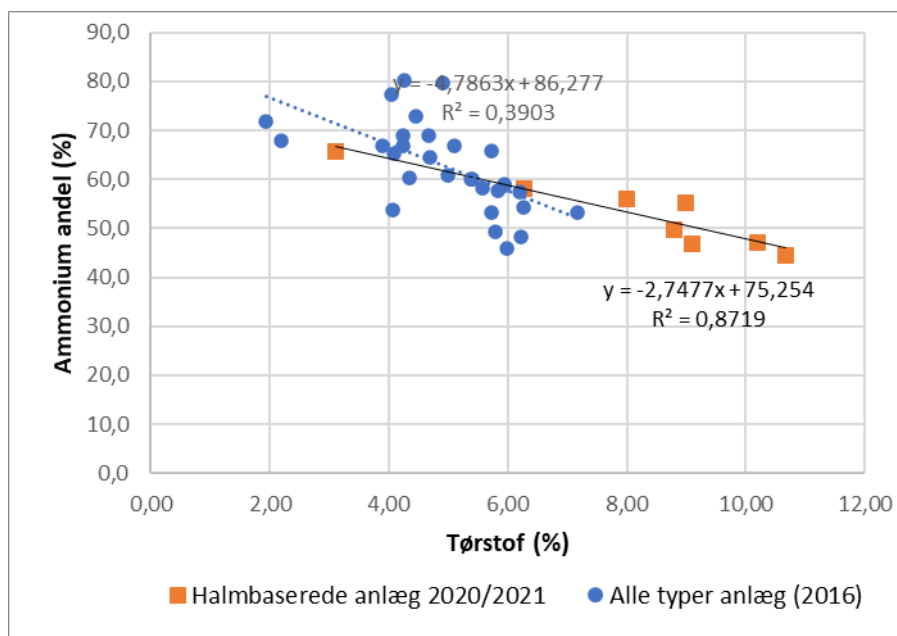
Biomasse	Minimum udnyttelses-%
Grisegylle	80
Kvæggylle	75
Dybstrøelse fra andre dyr end fjerkræ	50
Afgrøder/Afgrøderester	40
Andet organisk affald	40

Ideelt set bør udnyttelsesprocenten afspejle gødningsværdien, som angiver i hvor høj grad en given husdyrgødning, eller et organisk affaldsprodukt, der anvendes som gødning, reelt kan forsyne en afgrøde med kvælstof. Gødningsværdien opgøres som oftest i forhold til en referencegødning, typisk uorganisk handelsgødning i et 1-årigt dyrkningsforsøg, og den angives som et værdital i %, der angiver, hvor stor en del af den afgassede biomasses N-indhold, der kan erstatte handelsgødnings-N (Jensen, 2015).

Den reelle gødningsværdi af afgasset biomasse kan i praksis både blive højere eller lavere end udnyttelseskravet. Hvis den bliver højere, har landbrugeren en fordel, da han derved kan få mere plantetilgængeligt N til rådighed.

I princippet kan der opnås et højere indhold af tilgængeligt N i forhold til ubehandlet biomasse, hvis der samtidig er fokus på at undgå øget ammoniaktab. Sørensen og Børgesen (2015) har tidligere vurderet, at den øgede gødningsvirkning af afgasset biomasse svarede til 0,10-0,15 kg N/kg tilført N i tilførselsåret. Der vil dog samtidig være en lavere N-eftervirkning, så den langsigtede stigning i gødningsværdi kun modsvarer 0,05 – 0,08 kg N/kg tilført N. Der er imidlertid en tendens til, at NH_4^+ -andelen er faldende i takt med at andelen af tilført tungt omsætteligt materiale som halm og græs er stigende, og samtidig stiger tørstofindholdet i det afgassede materiale også. Dette vil medføre, at 1. års N-værdien af det afgassede materiale kan være lavere end i eksempelvis kvæggylle, men i det omfang, der tilsættes kløvergræs og organiske affaldsressourcer, vil den samlede mængde N, der er til rådighed, være stigende.

I figur 5.2 er ammonium-N andelen som funktion af tørstoffet illustreret, og det fremgår, at et øget tørstofindhold i den afgassede biomasse giver anledning til en lavere ammoniumandel. Ved anvendelse af en stigende mængde halm i biogasanlæggene vil tørstofindholdet såvel som andelen af svært nedbrydelige organiske forbindelser som cellulose og lignin gradvist øges. Ligeledes forventes det ud fra foreløbige analyser, at de fleste økologisk certificerede anlæg vil have høje tørstofindhold på over 8 % TS. Det fremgår af figur 5.2, at andelen af NH_4^+ -N falder med knap 3 % for hver procent tørstofindholdet stiger.



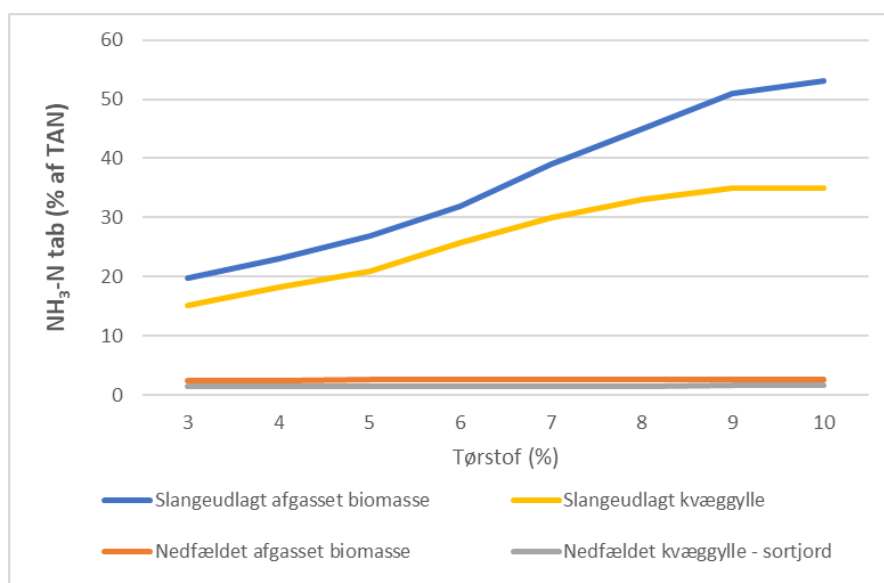
Figur 5.2 Sammenhæng mellem ammonium-andelen og tørstofindholdet i den afgassede biomasse. Data for de halmbaserede anlæg (orange firkanter) er indsamlet i forbindelse med Toft, et al. (2022) og Møller, et al., (2020). Data for alle typer anlæg (blå cirkler) er analyseret i forbindelse med Møller & Nielsen (2016)

5.2.3 Tab af N ved udbringning af afgasset biomasse

I forbindelse med udbringning af afgasset biomasse tabes der ammoniak (NH_3), hvor udbringningsmetoden, klimatiske forhold og biomassens tørstofindhold og pH spiller en afgørende rolle for tabets størrelse. Det er tidligere antaget, at afgasset gylle har et lavere tørstofindhold og lavere viskositet end ubehandlet gylle, og at den derfor hurtigere og mere effektivt kan infiltrere jorden. Dette forventes at reducere mængden og perioden på jordoverfladen af total-ammonium ($\text{TAN} = \text{NH}_4^+\text{-N}$ og $\text{NH}_3\text{-N}$) og derved potentialet for NH_3 -fordampning. En sådan reduktion blev tidligere antaget at udligne effekten af det højere pH og TAN-indhold på NH_3 -fordampningen (Pain et al., 1990). Imidlertid er der en tendens til, at tørstofindholdet i afgasset biomasse er stigende, og da pH samtidig er højere end i rågylle, er der en stor risiko for stigende NH_3 -fordampning fra afgasset gylle.

Emissionsfaktorerne for NH_3 beregnes med ALFAM2-modellen med parametersæt 2 (v2.0 fra ALFAM2 R-pakken1) som beskrevet i Hafner et al. (2021) baseret på inputdata for tørstofindhold og pH-niveauer i den afgassede biomasse samt vejrforhold og udbringningsteknik.

I figur 5.3 er der udført beregninger for ammoniaktabet med ALFAM 2 modellen for ubehandlet kvæggylle og afgasset biomasse.



Figur 5.3 Sammenhæng mellem tabet af NH_3 og tørstofindholdet i afgasset biomasse og kvæggylle ved udbringning med hhv. slæbeslanger og nedfældning (lukket rende). Data er beregnet med Alfam 2 modellen med $\text{pH}=7,9$ i afgasset biomasse og $\text{pH}=7,0$ i kvæggylle over 168 timer. Der er forudsat en gennemsnitlig temperatur på 13°C , og det er forudsat, at der ikke falder regn.

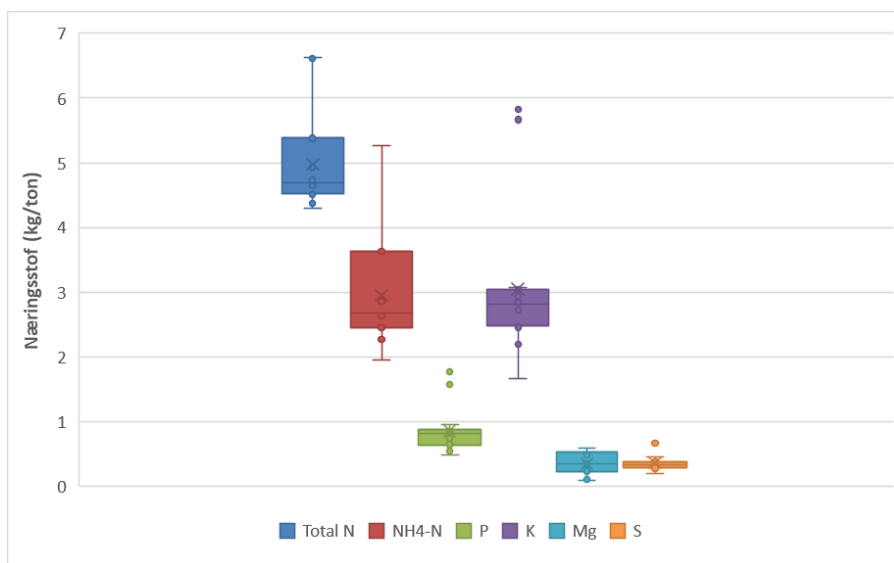
Det fremgår af figur 5.3, at der kan ske betydelige ammoniaktab efter slangeudlægning af afgasset biomasse, og at tabet er højere end for ubehandlet kvæggylle ved tilsvarende tørstofindhold. Ved højt tørstofindhold i afgasset biomasse kan tabet udgøre over 50 % af ammonium-N indholdet. Det større tab af NH_3 fra afgasset biomasse skyldes det højere pH i forhold til ubehandlet kvæggylle. Ved nedfældning af den afgassede biomasse vil tabet imidlertid være meget lavt og stort set uændret uanset tørstofindholdet - op til i hvert fald 10 % TS. Når afgasset biomasse/gylle udbringes i økologisk jordbrug, anbefales det, at så meget som muligt nedfældes på sort jord inden såning af afgrøder eller i græsmarker, således at kvælstoftabet minimeres. Ved nedfældning skal den flydende husdyrgødning nedfældes til under jordoverfladen, og der må alene være en ubetydelig mængde flydende husdyrgødning over jordoverfladen efter nedfældning. Ved nedfældning på arealer uden etablerede afgrøder til høst skal nedfældningsrenderne være tildækkede efter nedfældningen. Ved nedfældning i græs og etablerede afgrøder til høst skal nedfældningsrenderne helt kunne indeholde den udbragte mængde gødning.

Biogasteknologien kan have betydning for N-gødningsvirkningen. Der er udført en undersøgelse af opholdstidens betydning ved slangeudlægning eller nedfældning af afgassede gødninger (Nyang'au et al. 2022). N-gødningsvirkningen ved udlægning med slanger i vinterhvede steg med et ekstra afgasningstrin (+30 dage) fra 39 % til 42 %. Ved nedfældning før vårbyg steg gødningsvirkningen fra 75 % til 86 % med det ekstra afgasningstrin. Dette illustrerer, at udbringning af afgasset gødning med slangeudlægning giver en meget dårlig udnyttelse af kvælstoffet, selv med

et ekstra afgangstrin, men at gødningsværdien generelt kan øges ved at forlænge opholdstiden (Nyang'au et al. 2022).

5.2.4 Indhold af makronæringsstoffer i afgangsbiomasse

Ud over N indeholder afgangsbiomasse et stort indhold af andre plantenæringsstoffer. Indholdet varierer meget mellem de forskellige biogasanlæg, afhængigt af de råmaterialer de har fået tilført. I figur 5.4 er indholdet for 16 biogasanlæg vist i et boxplot. Specielt indholdet af K og $\text{NH}_4^+\text{-N}$ er meget varierende, mens P-indholdet er ret konstant bortset fra 2 anlæg med høje indhold.



Figur 5.4 Boxplot af næringsstofsammensætningen i 16 biogasanlæg (Møller og Nielsen, 2016)

5.3 Kløvergræs til biogasproduktion

5.3.1 Næringsstofindhold i kløvergræs

Dyrkning af kløvergræs i et økologisk sædskifte til biogasproduktion er en effektiv kilde til at høste såvel energi i form af biogas som N fra kløverens kvælstoffiksering. Ved omsætning af kløvergræsset i biogasanlæg nedbrydes en del af det organisk bundne N (primært i form af protein) til ammonium N/ammoniak, afhængigt af pH, og resten forbliver bundet som organisk N. Mineraliseringen af kvælstof i biogasanlægget vil have en positiv effekt på kvælstofudnyttelsen i marken, men ved højt N-indhold i biomassen kan det imidlertid have en utilsigtet virkning i form af hæmning af selve biogasprocessen med heraf følgende lavere biogasudbytte (Nakakubo et al. 2008).

Mængden af organisk bundet N, der mineraliseres til uorganisk N, afhænger af temperaturen og opholdstiden i biogasanlægget. I et studie af Mortensen et al. (2021) blev mineraliseringen af

organisk N til uorganisk N bestemt til 55 %, respektive 60 % ved henholdsvis mesofil og termofil temperatur og en opholdstid på 30 dage.

Mængden af N, der vil kunne høstes i kløvergræsafgrøder, afhænger af en række forhold, herunder antal slæt og andelen af kløver. I Norfor (2023) er mængden af råprotein opgjort ved forskellige kløverandele og fordøjelighed (FK). I tabel 5.6 er vist indholdet af N og øvrige makronæringsstoffer. Det fremgår heraf, at der kan høstes ca. 104-108 kg N/ha i overjordisk biomasse ved et udbytte på 4.000 kg TS/ha og ca. 207-215 kg N/ha i overjordisk biomasse ved et udbytte på 8.000 kg TS/ha.

Tabel 5.6. Indholdet af N og andre makronæringsstoffer i kløvergræs ensilage med hhv. lav og middel fordøjelighed (FK) beregnet af Norfor (2023). Det er antaget, at der er 6,25 g råprotein/g total N.

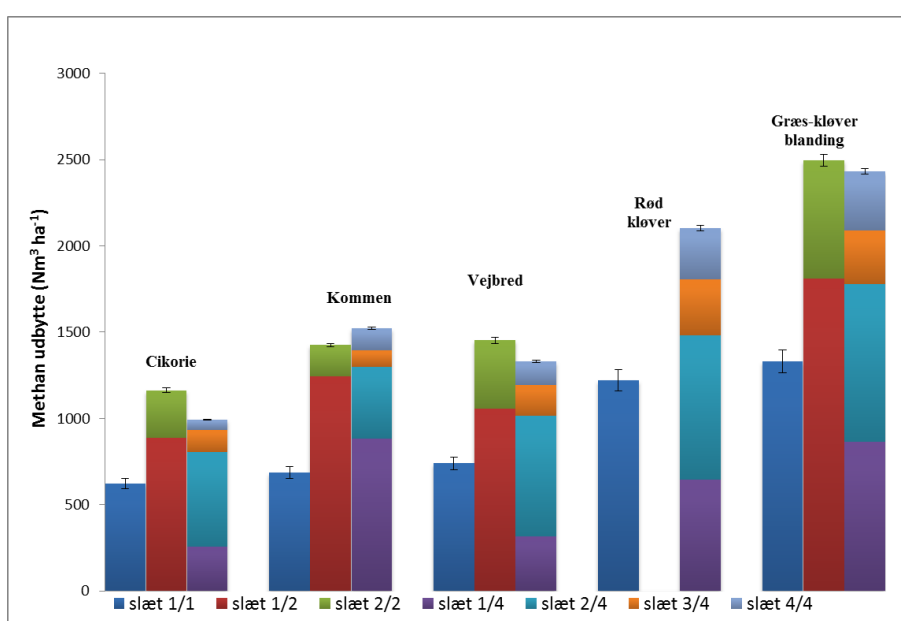
	Lav FK		Middel FK	
Kløverandel	60 %		60 %	
Tørstof (%)	36,2		33,0	
Råprotein (g/kg TS)	162		168	
Total N (g/kg TS)	25,92		26,88	
P (g/kg TS)	4,2		4,2	
K (g/kg TS)	29,1		29,1	
S (g/kg TS)	3,3		3,3	
Udbytte (kg TS/ha)	4000	8000	4000	8000
N-udbytte i overjordisk biomasse, kg N/ha	104	207	108	215

5.3.2 Slæt-strategi i relation til biogasproduktion

Det er blevet vurderet, at det ofte er bedre med 2 slæt end flere slæt til biogasproduktion (Møller, 2015), da der kunne produceres den samme mængde energi ved færre slæt (figur 1.3.1), hvorved høstomkostningerne blev reduceret. Kvaliteten var lidt dårligere ved 2 slæt end ved flere, men ved en lang opholdstid i biogasanlægget blev dette opvejet. Ved færre slæt var det også muligt at have urter i kløvergræsmarken, der ellers ville blive udkonkurrerede ved flere slæt (Møller, 2015, Wahid et al. 2018). Tilsætning af blomstrende urter til græsblandingen vil også kunne give en gevinst til insekterne og mobilisere flere af jordens næringsstoffer, der ellers kan være svært tilgængelige for græsmarksplanter. I GUDP-projektet, Multiplant blev det undersøgt, hvordan urter som kommen, vejbred og cikorie kunne bidrage til biogasudbyttet i græsblandinger, og om visse urter ville kunne dyrkes i renbestand til energiformål. Undersøgelsen viste, at urter både i renbestand og i græsblandinger ville give et højt biogasudbytte selv ved få slæt (Møller, 2015). Undersøgelsen viste endvidere, at biogasudbyttet ikke var væsentligt mindre i systemer med to slæt om året sammenlignet med fire slæt (figur 5.5). Med færre slæt kunne man således sænke høstomkostningerne og dermed forbedre den samlede økonomi ved biogasproduktionen.

Et enkelt slæt var dog ikke tilstrækkeligt, da dette reducerede gasudbyttet signifikant. Dyrkning af urterne i renbestand kan ikke anbefales, medmindre det drejer sig om rødkløver, da gasudbyttet er væsentligt lavere end i en græsblanding.

Ud over det samlede metan-potentiale pr. hektar har kvaliteten af biomassen også betydning. Tager man kun et enkelt slæt, vil kvaliteten til biogasproduktion blive væsentligt forringet, mens forskellen mellem to slæt og fire slæt er begrænset. Det maksimale gasudbytte, der kunne opnås fra de forskellige urter, var højest i kommen, mens lancetbladet vejbred gav det laveste udbytte i tørstof. Kløvergræs blandingen gav det højeste udbytte, men bortset fra vejbred reducerede urterne kun kvaliteten marginalt. Man kan således uden problemer blande urter i græsblendingen til biogas til gavn for biodiversiteten og insekterne.



Figur 5.5 Metanudbytte pr. hektar ved tre slæt strategier (1, 2 og 4 slæt per vækstsæson). I rødkløver blev der ikke etableret 2 slæt strategi (Møller, 2015).

I praksis vil kløvergræs oftest kun udgøre en vis mængde af den samlede tilførte biomasse i et biogasanlæg, da indholdet af N er meget højt, og ved højt NH_3 -indhold i biogasanlægget (>3 g/l) vil der kunne opstå proceshæmning, der kan reducere gasudbyttet (Nakakubo et al., 2008). Proceshæmning ved højt ammoniak-indhold vil være mest udtalt ved termofil drift.

For anlæg, der er tilpasset høje ammonium-koncentrationer, vurderes det på basis af tidligere undersøgelser, at et indhold op til 3,1 g/l ved termofil drift og 4,0 g/l ved mesofil drift i de fleste tilfælde ikke giver nogen nævneværdig hæmning. Ved omsætning af kløvergræs med lav fordøjelighed som eneste biomasse og en mineralisering på 60 % af det organiske N i biogasanlægget vil indholdet af ammonium-N blive ca. 5,6 g/l, hvilket er for højt til en stabil biogasproces. Det er derfor nødvendigt at tilsætte en anden biomasse, der kan fortynde indholdet af uorganisk N. Ofte vil dette blive gjort ved at anvende kvæggylle, men der kan også anvendes andre biomasser med et lavere kvælstofindhold end kløvergræs. Ved anvendelse af kvæggylle og

kløvergræs vurderes det, at en blanding på 50 % kvæggylle og 50 % kløvergræs er mulig ved mesofil drift. I princippet vil der kunne anvendes vand eller spildevand i stedet for gylle, men dette vil være fordyrende, da der derved skal udbringes større mængder biogasgødning for at få den samme tilførsel af næringsstoffer.

I områder, hvor der kun er få husdyr, kan en biogasproces med kløvergæs som den overvejende biomasse være en mulighed, men der er kun sparsomme erfaringer med dette i kommerciel skala. I forsøgsreaktorer er det vist, at en kvælstoffikserende afgrøde som lucerne i en græsblanding kan anvendes som eneste substrat (Wahid et al. 2018). Undersøgelsen viste imidlertid også, at der manglede væsentlige mikromineraler, hvor specielt cobolt og molybdæn var i underskud i forhold til at få biogasprocessen til at fungere optimalt.

5.4 Anvendelse af vedvarende græs fra lavbundsområder og arealer, der ikke anvendes til afgrøder

I Danmark er der udpeget såkaldte § 3 arealer efter Naturbeskyttelsesloven (lbk. Nr. 1392 af 04/10/2022) – det vil sige arealer, hvor naturen skal beskyttes, som den er. Derudover findes der en del områder i ådale, der nu er braklagt, og hvor man formentlig vil kunne høste græs til produktion af biogas. Endelig er der en række arealer, fx strandenge eller overdrev, hvor det ligeledes kan være hensigtsmæssigt at anvende biomassen til energiproduktion. I Life IP Natureman projektet (2023) vurderes det, at der er mulighed for græsning på ca. 251.000 ha og høslæt på ca. 275.000 ha, hvoraf fersk eng og mose udgør ca. 210.000 ha. Det er vanskeligt at fastslå nøjagtigt hvor store arealer, der vil kunne anvendes til høst af biomasse, men et forsigtigt bud vil være omkring 100.000 ha.

5.4.1 Næringsstofudbytter i relation til slæt-strategi

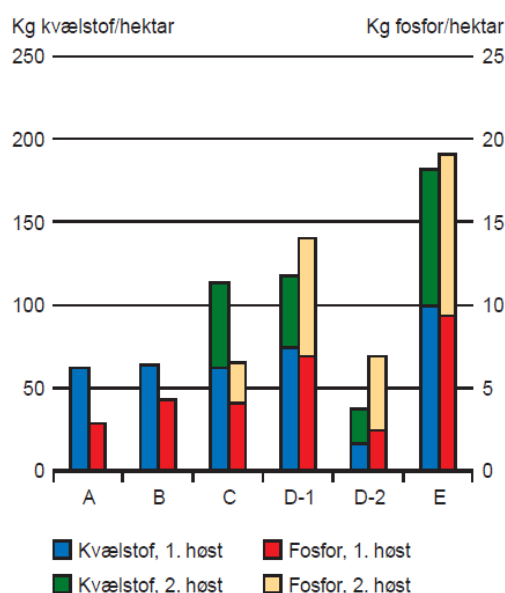
Ekstensive lavbundsarealer kan variere meget i næringsrigdom og dermed også i udbytte. På næringsrige enge ved Fussingø er der således høstet op til 6 t tørstof pr. ha som gennemsnit i årene 2006 og 2007 uden tilførsel af ekstra gødning (Nielsen & Hald, 2008). På næringsfattige slæt-enge er registreret udbytter på ca. 2,5 tons pr. ha (Djurhuus, 1987; Nielsen & Hald, 2008). Hvis der kan accepteres en let gødskning af arealerne, særligt med vækstbegrænsende næringsstoffer, er der mulighed for en væsentlig udbytteforøgelse. Det er oftest kalium der er det begrænsende næringsstof. Der kunne således høstes over 9 t tørstof pr. ha ved tilførsel af 115 kg K/ha i form af vinasse på de næringsrige arealer ved Fussingø (Nielsen & Hald, 2008). Biogasudbyttet af enggræs ligger i området 0,22-0,32 m³ metan pr kg tørstof - primært afhængigt af høsttidspunktet (Møller & Nielsen, 2008), og dette er på niveau med halm. Der er mulighed for at optimere biogasudbyttet enten ved valg af optimalt høsttidspunkt eller ved forbehandling af biomassen. Der er foretaget en række undersøgelser med anvendelse af naturgræs fra engarealerne ved Fussingø til biogas eller kombineret afgræsning og biogasproduktion samt de afledte effekter på næringsstofbalancen, den botaniske kvalitet mm.

Følgende høststrategier blev undersøgt:

- a) Et slæt med tidligt 1. slæt (ca. 10/6) efterfulgt af afgræsning
- b) Et slæt med sent 1. slæt (ca. 15/7) efterfulgt af afgræsning
- c) To slæt med tidligt 1. slæt (ca. 10/6) og 2. slæt ca. 25. august
- d) To slæt med sent 1. slæt (ca. 15/7) og 2. slæt 2 mdr. senere

To slæt med tidligt 1. slæt og tilførsel af kalium-vinasse (115 kg K/ha og ca. 3 kg N/ha). Disse driftsstrategier blev sammenlignet med parceller uden drift og arealer med kontinuert afgræsning. Konklusionen på projektet har været, at plejestrategien har afgørende betydning for de undersøgte variable, ligesom den optimale plejestrategi kan variere mellem forskellige lokaliteter. I forsøgene ved Fussingø er det vist, at der kan fjernes betydelige mængder kvælstof med biomassen (se figur 5.6). Hvis der tilføres kalium i form af fx vinasse, kan der fjernes op mod 175 kg N/ha om året, mens der uden tilførsel af kalium maksimalt kan fjernes op mod 125 kg N/ha. Mængden af P, der hvert år kan fjernes ved at høste græsset to gange, ligger på 7-14 kg P/ha årligt, hvor den største mængde kan opnås for de arealer, der er gødet med kalium.

Figur 5.6. Høst af kvælstof og fosfor fra vedvarende græs på engarealer ved forskellige driftsstrategier. (Møller & Nielsen, 2008). D-1 og D-2 er på arealer med forskellig næringsstofforsyning i jorden.

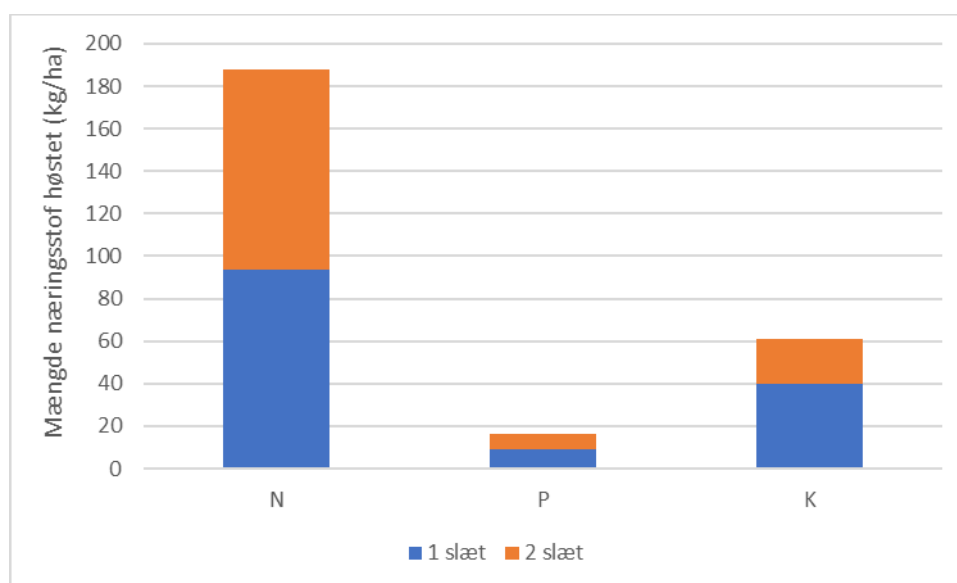


Næringsstofsammensætningen i et stort antal græsprøver fra enggræs er vist i tabel 5.7. Det fremgår af tabellen, at der er en meget stor variation i næringsstofindholdet som følge af den meget varierende type biomasse, der vokser på denne type områder. I gennemsnit er N-indholdet 16 g N/kg TS.

Tabel 5.7 Indhold af næringsstoffer N, P og K i procent af tørstof (Ward et al. 2011)

Parameter	N	P	K
Antal prøver	147	146	146
Min (%)	0,46	0,08	0,18
Max (%)	2,95	0,41	1,89
Gennemsnit (%)	1,60	0,18	0,70

Det er ofte vanskeligt at tage mere end 1 slæt på de naturforvaltede, vedvarende græsarealer, da der kun er korte perioder, hvor man kan færdes med maskiner, og hvis der skal anvendes specialhøstmaskiner, er omkostningerne høje. Siden 2014 er der arbejdet på at udvikle en maskine, der kan høste enggræs på lavbundsarealer i storskala i bl.a. ådale og derefter udnytte biomassen via biogasanlæg (Rostgaard, 2021). Der har været behov for at udvikle ny høstteknologi, fordi traditionelle landbrugsmaskiner er for tunge til lavbundsjordene. Dette er undersøgt i et LIFE IP naturprojekt (<https://life-natureman.dk>) siden 2018. Tidligere var det dyrt at høste arealerne med en pris på 6.000 kr./ha i 2015, men i 2021 er prisen nede på ca. 2.000 kr./ha (Landbrugsavisen, 2021). I 2022 blev der i Life IP Natureman projektet høstet 8,2 tons tørstof ved 2 slæt på en af lokaliteterne (Hyttel, 2023). Mængden af næringsstoffer, der blev høstet, er vist i figur 5.7.



Figur 5.7 Fjernelse af kvælstof og fosfor med græs fra Gammelgård sø (Hyttel, 2023)

Ud fra de undersøgelser, der er foretaget, vil et forsigtigt skøn være, at det med ét slæt er muligt at høste ca. 60 kg N/ha og ca. 4 kg P/ha. Ved anvendelse af et areal på ca. 100.000 ha til høst af biomasse til biogasanlæg svarer dette til 6.000 t N og 400 t P, der efterfølgende vil kunne udnyttes til gødning i økologisk jordbrug.

5.5 Muligheder for at producere gødningsfraktioner, der kan målrettes specielle afgrøder og udnyttelse af fraktioner fra biogasanlæg inkl. filtre

5.5.1 Separation af afgasset biomasse

Hovedparten af den afgassede biomasse anvendes i dag uden forudgående efterbehandling (>80 %). En mindre del separeres i en flydende og en fast del. De mest udbredte typer af separation er mekanisk separation og dekanter-centrifugering (Poulsen et al. 2019).

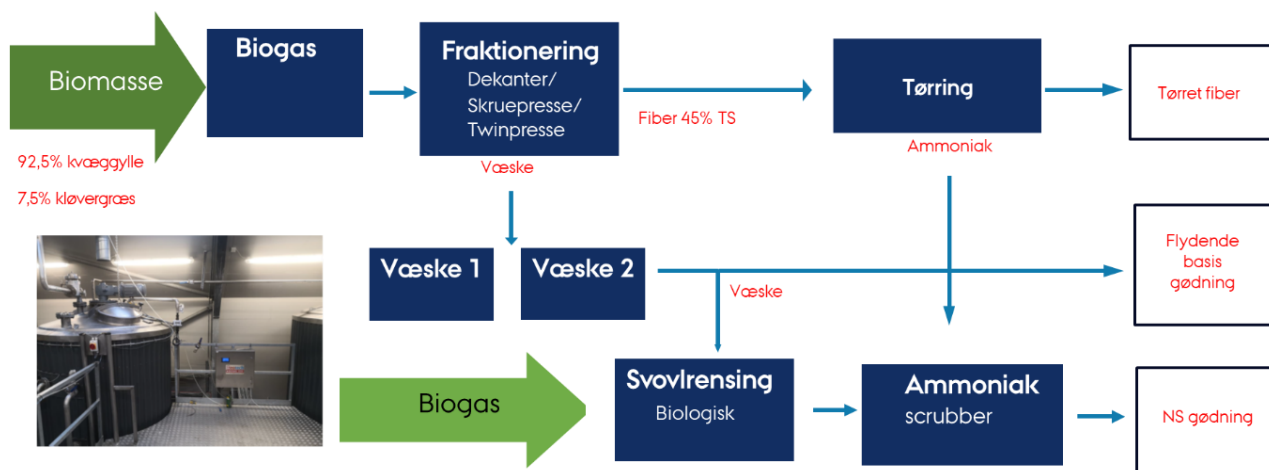
De mest udbredte mekaniske pressteknologier er skrue- og sibåndspreser. Effektiviteten af mekanisk separation afhænger af biomassetypen, og den øges med stigende tørstofindhold, men opkoncentreringen af næringsstoffer i den faste fraktion er oftest beskeden. Dekanter-centrifugering virker ved, at afgasset biomasse udsættes for en stor centrifugalkraft i en tromle, der roterer med høj hastighed, typisk 3-4000 rpm, hvorved partikler sedimenterer i tromlens periferi og løbende kan fjernes med en roterende skrue. En dekanter-centrifuge producerer en tørstofrig fraktion, der indeholder størstedelen af gyllens fosfor, organiske kvælstof, svovl mm., og en væskefraktion, der indeholder størstedelen af gyllens ammoniumkvælstof og kalium (Poulsen et al. 2019).

5.5.2 Resultater fra ClimOptic projektet

I projektet, Klimaoptimeret gødsning i økologisk planteproduktion (ClimOptic) blev der i perioden 2019-2023 sat fokus på, hvordan man i økologisk planteproduktion kan mindske klimaaftrykket ved at dyrke mere kløvergræs og anvende gødning fra biogasanlæg med høj kvælstofvirkning. Projektet blev gennemført i et samarbejde mellem Aarhus Universitet, SEGES Innovation og Innovationscenter for Økologisk Landbrug, og det var en del af Organic RDD 4 programmet, som blev koordineret af ICROFS. Systemet, der blev undersøgt i ClimOptic-projektet, er skitseret i figur 5.8. Biomassen bestod af kvæggylle og kløvergræs, som blev tilført et termofilt biogasanlæg. Den afgassede biomasse blev separeret i en fiberfraktion og en gødningsvæske.

Af figur 5.8 fremgår, hvordan de forskellige gødninger blev produceret på Foulum biogasanlæg ud fra husdyrgødning og kløvergræs. Efter afgang separeredes den afgassede gødning i en flydende basis-gødning og en fiberfraktion i en dekanter centrifuge eller skruepresse. Fiberen blev tørret, hvorved der afdampede ammoniak. Den afdampede ammoniak blev bundet i en svovlsur væske, der kom fra anlæggets gasrenser. Derved blev der dannet en flydende gødning, som var rig på ammonium og svovl med en hurtig gødningsvirkning. I ClimOptic-gødningerne var ammonium-N koncentreret i de to flydende gødninger, som kunne nedfældes til afgrøderne i foråret og derved sikre afgrøderne en god etablering og forårsvækst. Fibergødningen havde et relativt højt indhold af fosfor og var stort set fri for ammonium-N (<0,02 g/kg), hvorfor den kunne opbevares og udbringes med minimal risiko for kvælstoffordampning, så den kunne transporteres til marker, der manglede fosfor.

Figur 5.8 Produktion af ClimOptic-gødninger på Foulum biogasanlæg



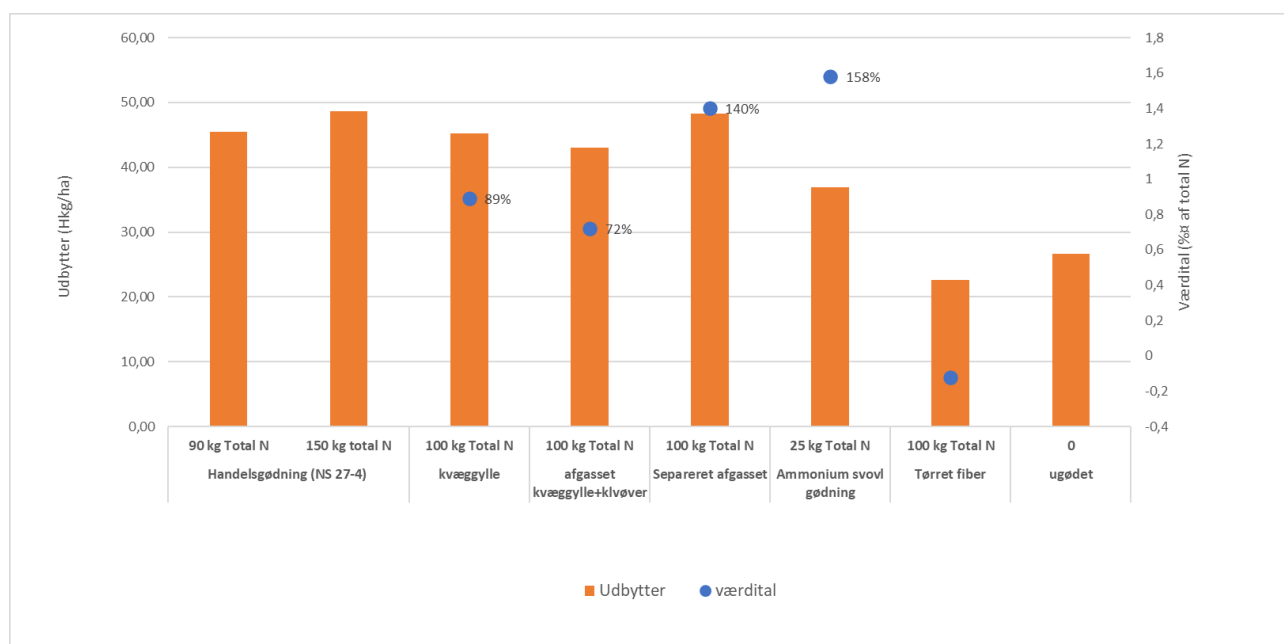
I projektet blev der gennemført markforsøg med ClimOptic-gødningerne (Meng et al. 2023). Forsøgsgødningerne var produceret efter afgangning af en blanding af 92,5 % kvæggylle og 7,5 % kløvergræs-ensilage. Processen med opsamling af ammoniak fra tørring af fiberfraktionen i den svovlsure væske fra gasrensningen er blevet godkendt som flydende N- og S-gødning til anvendelse i økologisk jordbrug af Landbrugsstyrelsen d.17. august, 2020. (Erik Fog, personlig kommunikation, 2020).

Der blev i projektet gennemført gødningsforsøg anlagt i vårbyg, hvor følgende gødninger blev testet (figur 5.9):

- Ubehandlet kvæggylle (som reference)
- Afgasset gødning (kvæggylle og kløvergræsensilage)
- Flydende separeret gødning (kvæggylle og kløvergræsensilage)
- Koncentreret ammonium/svovlgødning (fra svovlrensning af biogas)
- Separeret tørret fiberfraktion
- Handelsgødning (NS 27-4) fra 0-150 kg N (til bestemmelse af kvælstofvirkningen i de organiske gødninger)

Ved sammenligning af høstudbyttet i parceller gødet med organiske gødninger med parceller gødet med mineralsk gødning kan N-udnyttelsesprocenten i forsøgsgødningerne beregnes. Den separerede afgassede gødning og den flydende ammoniumsvovlgødning gav en markant bedre udnyttelse af N i forhold til kvæggyllen og den afgassede gødning. Der blev tilført 100 kg N i alle forsøg bortset fra ammonium/svovl gødningsparcellerne, hvor der kun blev tilført 25 % af det N, der var tilført i de andre forsøgsled, hvorfor udbyttet blev lavere. Baggrunden for den lavere dosering var, at denne gødning blev anvendt som en suppleringsgødning med en høj andel uorganisk N. Gødningerne blev alle nedfældet før såning. I fibergødningen var ammonium-N fjernet under tørringen, og vårbyggen havde ikke kunnet udnytte det organisk bundne N.

Dette medførte, at udnyttelsesprocenten blev negativ. I 2. forsøgsår blev den tørrede fibergødning givet til den kvælstoffikserende afgrøde, hestebønne, hvor væksten ikke hæmmes af N-mangel.



Figur 5.9 Markforsøg med ClimOptic-gødninger den 3. juni 2020. Alle behandlinger grundgødet med 75 kg K i patentkali. Høstudbytte i vårbyg (tal i hkg/ha) og kvælstofudnyttelse = værdital (i % udnyttelse sammenlignet med kvælstof i handelsgødning).

Det er overraskende, at den flydende fraktion (separeret afgasset) har givet et så højt værdital. Kvælstoffet er dermed blevet udnyttet væsentligt bedre end en tilsvarende mængde kvælstof i handelsgødning. Forsøgene illustrerer, at det er muligt at opnå høje værdital for flydende organiske gødninger med høj ammonium-andel, men det meget høje værdital opnået i dette forsøg bør suppleres med yderligere undersøgelser.

Referencer

Bek. Nr. 1535, 2022. Bekendtgørelse om bæredygtighed og besparelse af drivhusgasemissioner for biomassebrændsler og flydende biobrændsler til energiformål m.v. Bekendtgørelse nr. 1535 af 16/12 2022 <https://www.retsinformation.dk/eli/ta/2022/1535>

Bek. Nr. 1001, 2018. Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål, Bekendtgørelse nr. 1001 af 27/06/2018). <https://www.retsinformation.dk/eli/ta/2018/1001>

Djurhuus, J. 1987. Landbrugsmæssig udnyttelse af vandløbsnære arealer. Miljøministeriets projektundersøgelser 1986. Teknikerrapport nr. 23.

Hafner, S., Nyord, T., Sommer, S. G., & Adamsen, A. P. S. (2021). Estimation of Danish emission factors for ammonia from field-applied liquid manure for 1980 to 2019. 138 sider.

Rådgivningsrapport fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, leveret: 23-09-2021.

Hyttel, O. 2023. Personlig kommunikation

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.

Landbrugsstyrelsen, 2023. Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion, februar 2023.04.03

Landbrugsstyrelsen, 2022. Vejledning om gødsknings- og harmoniregler Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023.

Life IP Natureman projektet (2023): LIFE IP Natureman – landmanden som naturforvalter, LIFE IP projekt 2018-2025. Naturstyrelsen Himmerland m.fl. <https://life-natureman.dk>

Meng, X., Sørensen, P., Møller, H.B & Petersen, S.O., 2023. Greenhouse gas balances and yield-scaled emissions for storage and field application of organic fertilizers derived from cattle manure. journal Agriculture, Ecosystems & Environment. Accepted for publication.

Mortensen, J.R., Ward, A.J, Weisbjerg, M.R., Hafner, S.D. & Møller, H.B. (2021). Determination of Nitrogen and Sulphur Mineralization in Batch and Semi-Continuous Anaerobic Digestion Using an Artificial Fiber Bag Technique. Energies 2021 14(4), 4205. <https://doi.org/10.3390/en14144205>

Møller, H.B., Romio, C., Rasmussen, M.D., Jensen, L.S., Schwartzkopff, M., Holm-Nielsen, J.B., Agdal, E.B.L., Larsen, S.U. & Hinge, J. (2020). Halm til biogas – erfaringer og klimaaspekter. Rapport udarbejdet af TI, AU, KU og AAU, december 2020. 92 s.

Møller, H. B. & Nielsen, K. J., 2016. Biogas Taskforce - Udvikling og effektivisering af biogasproduktionen i Danmark, DCA Rapport nr. 077.: Aarhus Universitet, DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.

Møller HB, Sørensen P, Olesen JE, Petersen SO, Nyord T. & Sommer SG, 2022. Agricultural biogas production - climate and 225 environmental impacts. Sustainability 14, 1849.

Møller H.B. & Nielsen L. 2008. Græs er ægte grøn energi – kan fordoble produktionen af biogas. Forskning i Bioenergi, 23:4-6.

Møller, HB. 2015. Urter i marken giver både gas og flere insekter. Landbrugsavisen. 21 august.

Ministeriet for Fødevarer, landbrug og Fiskeri. 2023. [Skemaer og blanketter \(lbst.dk\)](#)

Nakakubo R., Møller H.B. & Nielsen A.M., 2008. Ammonia Inhibition of Methanogenesis and Identification of Process Indicators during Anaerobic Digestion. Environmental Engineering Science Volume: 25 Issue: 10: 1487-1496.

https://www.researchgate.net/publication/245336715_Ammonia_Inhibition_of_Methanogenesis_and_Identification_of_Process_Indicators_during_Anaerobic_Digestion

Nielsen, L. & Hald, A. B., 2008. Management strategies to restore agriculturally affected meadows on peat – biomass and N, P-balances. Grassland Science in Europe, 13:153-155.

Norfor (2023). Nordic feed evaluation system. <https://www.norfor.info/>

Nyang'au, J.O., Møller, H.B. & Sørensen, P. (2022). Nitrogen dynamics and carbon sequestration in soil following application of digestates from one- and two-step anaerobic digestion. Science of the Total Environment Vol. 851 (1) 158177.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722052767>

Pain B.F., Misselbrook T.H., Clarkson C.R. & Rees Y.J., 1990. Odour and ammonia emissions following the spreading of anaerobically-digested pig slurry on grassland. Biological Wastes 34, 259–267. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/026974839090027P>

Poulsen, H.D., Møller, H.B., Klinglmaier, M. & Thomsen, M. 2019. Husdyrs fosforudnyttelse og fosfors værdikæde fra husdyrgødning, bioaffald og spildevand. Faglig baggrundsrapport for fosforvidensyntese. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 84 s. - Videnskabelig rapport nr. 325. <http://dce2.au.dk/pub/SR325.pdf>

Reg (EU) 2019/2164, 2019. Kommissionens Gennemførelsesforordning (EU) 2019/2164 af 17. december 2019 om ændring af forordning (EF) nr. 889/2008 om gennemførelsesbestemmelser til Rådets forordning (EF) nr. 834/2007 om økologisk produktion og mærkning af økologiske produkter, or så vidt angår økologisk produktion, mærkning og kontrol.

Reg (EU) 2018/848, 2018. Europa-parlamentets og Rådets Forordning (EU) 2018/848 af 30. maj 2018 om økologisk produktion af mærkning af økologiske produkter og om ophævelse af Rådets forordning (EF) nr. 834/2007.

Rostgaard, A. 2021. Ny høst-teknologi gør klimaproblem til forretning. Landbrugsavisen, 2021, 26. Juni.

Sørensen P. & Børgesen C.D., 2015. Kvælstofudvaskning og gødningsvirkning ved anvendelse af afgasset biomasse. DCA rapport nr. 65. 46 pp.

Thomsen, I. K., Olesen, J. E., Møller, H. B., Sørensen, P., & Christensen, B. T. (2013). Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. Soil Biology and Biochemistry, 58, 82–87. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.006>

Toft, L.V., Andersen T.J., Ugilt S.L., Gregersen, K.H &, Møller H.B. 2022. Brug af halm i biogasanlæg. Rapport for energistyrelsen.
https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Bioenergi/221006_brug_af_halm_i_biogasanlaeg.pdf

Ward, A.J., Nielsen, A.L. & Møller H., 2011. Rapid Assessment of Mineral Concentration in Meadow Grasses by Near Infrared Reflectance Spectroscopy. Sensors 2011, 11, 4830-4839; <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3231399/>

Wahid, R., Feng, L., Cong, W., Ward, A.J., Møller, H.B. & Eriksen, J., 2018. [Anaerobic mono-digestion of lucerne, grass and forbs – Influence of species and cutting frequency](#). I: Biomass & Bioenergy, Bind 109, 02.2018, s. 199-208.

6. Recirkulering af næringsstoffer - landbrugeren som slutbruger

Casper Laursen og Sven Hermansen (ICOEL)

6.1 Recirkulering af næringsstoffer og de økologiske principper

Fortsat udbredelse af den økologiske produktionsform kræver tilførsel af næringsstoffer fra nye kilder. Disse forventes bl.a. at skulle komme fra genanvendelse af rest- og affaldsprodukter. Præmissen for tildeling af næringsstoffer fra rest- og affaldsprodukter til økologiske landbrugsarealer er så vidt muligt at undgå negative påvirkninger af sundhed og sikkerhed for dyrkningsjord, afgrøder, husdyr, mennesker, vandmiljø og klima. Forsigtighedsprincippet er et af de principper, som økologien bygger på jf. EU's Økologiforordning, 2018 (Reg. (EU) 2018/848) og IFOAM, 2022. Det kræves derfor, at nye næringsstoffer er rene og lever op til ovenstående økologiske målsætninger. I dette tilfælde betyder det, at tilførsel af tungmetaller, mikroplast og andre miljøfremmede stoffer begrænses mest muligt. Rent lovgivningsmæssigt har ønsket om tilførsel af rest- og affaldsprodukter fra industrien og byerne til landbrugsarealer ført til en risikovurdering for de væsentligste kategorier af forurenende stoffer og efterfølgende implementering af skærpede grænseværdier for udbringning på økologiske arealer (se også afsnit 4.3 og 5.1).

Økologien bygger også på et andet princip, kredsløbsprincippet, der fordrer ressourceeffektivitet, minimalt spild og recirkulering. Selvom de to principper er ligestillede, konkurrerer de indbyrdes om at blive prioriteret højest. Som økologien og samfundet generelt bevæger sig i en mere cirkulær retning mod øget genanvendelse af rest- og affaldsprodukter, og EU og Folketinget samtidig har et ønske om en hurtig udvidelse af det økologiske areal, udfordres økologerne til at tage stilling til, hvor grænsen mellem recirkulering og forsigtighed går, og om denne grænse er dynamisk (Laursen, 2022).

Økologierhvervet diskuterer denne prioritering løbende. Eksempelvis er både Økologisk Landsforening og Landbrug og Fødevarers Økologisektion i proces med at diskutere deres holdning til brug af gødningsprodukter med oprindelse i spildevandsslam. Efterfølgende kan man evt. forsøge at få disse godkendt til optagelse i bilag 2 i Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion, 2023 (Landbrugsstyrelsen, 2023), som er positivlisten for ikke-økologiske gødninger, der må anvendes i økologisk produktion. En forudsætning herfor er imidlertid, at sådanne produkter er godkendt og optaget i EU's Økologiforordning Reg. (EU) 2019/2164, bilag I.

6.2 Landbrugets holdning til recirkulerede næringsstoffer

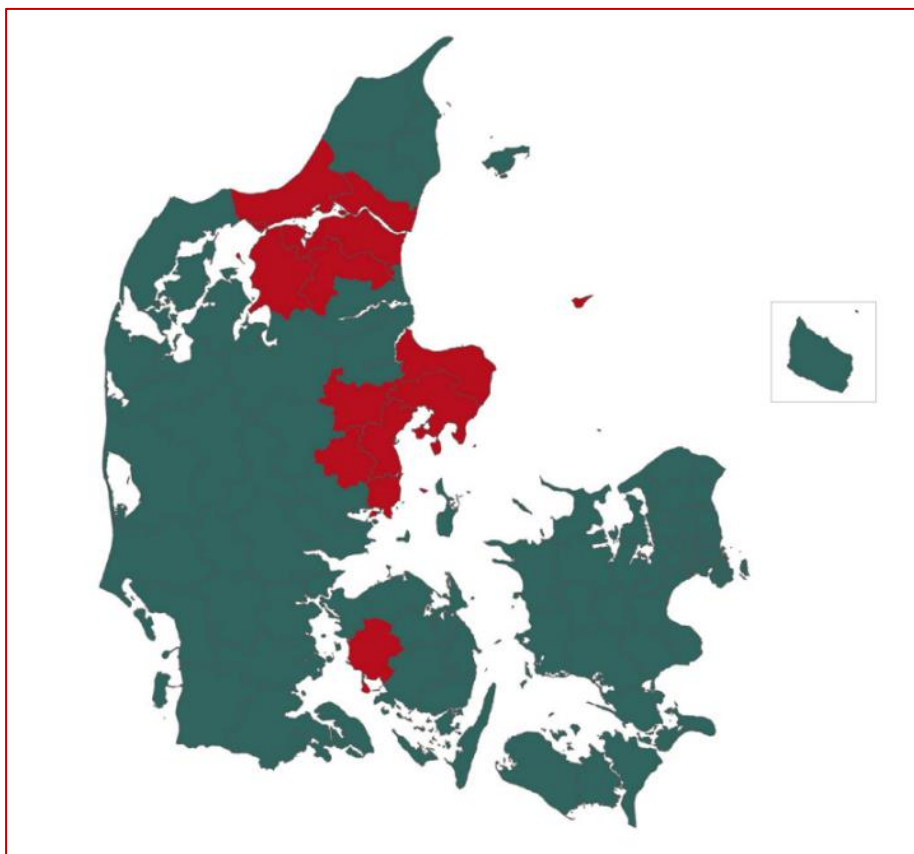
Bengtsson et al. (2019) præsenterede resultater fra en mindre undersøgelse udført af Innovationscenter for Økologisk Landbrug, hvor økologiske planteavlere fra Sjælland blev udfordret på deres holdning til brug af afgasset, kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) som gødning på deres landbrugsarealer. De adspurgte landbrugere repræsenterede primært større økologiske planteavlsbrug, som tilsammen drev ca. 37 % af det samlede økologiske planteavlsareal på Sjælland. Dette blev vurderet til at være en tilfredsstillende repræsentativitet for de professionelle økologiske planteavlere på Sjælland. Undersøgelsen konkluderede, at alle deltagende planteavlere gerne ville aftage gødningsprodukter med oprindelse i en affaldsproduktion (undersøgelsen fokuserede på genanvendelse af afgasset KOD, som på flere kvalitetsparametre adskiller sig positivt sammenlignet med andet organisk affald fra byerne, der anvendes til jordbrugsformål som fx have-parkaffald og spildevandsslam).

Landbrugerne ville aftage afgasset KOD, enten for at optimere bedriftens næringsstofforsyning eller for at udfase anvendelsen af konventionel husdyrgødning, som de alle på tidspunktet for undersøgelsen var helt eller delvist afhængige af. Landbrugernes velvilje over for anvendelse af recirkuleret madaffald som gødning blev understreget af, at de havde højere betalingsvillighed for næringsstoffer fra afgasset KOD end over for næringsstoffer fra konventionel husdyrgødning eller kunstgødning. Landbrugerne havde størst opmærksomhed på produktets renhed. Især potentielt indhold af plast og mikroplast skabte bekymring, og det blev forlangt, at der skal være styr på den del, før produktet bør kunne anvendes på økologiske arealer.

6.3 Madaffaldets vej fra by til mark

6.3.1 Kildesortering af affald

Kildesorteret madaffald er en af de organiske affaldsfraktioner, som først i nyere tid har fået så stor tonnage og tilgængelighed, at det er en relevant handelsvare for biogasindustrien og dermed et potentielt gødningsprodukt i økologisk jordbrug. Fra 1. januar 2023 skal alle kommuner have igangsat udsortering af affald i 9 fraktioner (Miljøstyrelsen, 2022), og det organiske affald, madaffaldet, er en af disse. 40-45 % af den totale dagrenovationsmængde består af organiske affaldsprodukter, og ved udgangen af 2022 er der blot 12 ud af 98 kommuner, som endnu ikke har igangsat separat udsortering heraf (se figur 6.1). Med indsamlingen af KOD følger kommunernes indsats for at få borgerne til at udsortere affaldet korrekt. Dette er afgørende, da borgernes evne og lyst til at sortere i de rigtige affaldsfraktioner er afgørende for gødningsproduktets renhed.



Figur 6.1: De grønne kommuner indsamler madaffald ultimo 2022, mens de røde kommuner er forsinkede og igangsætter indsamling snarest.

Kilde: Miljøstyrelsen (2022).

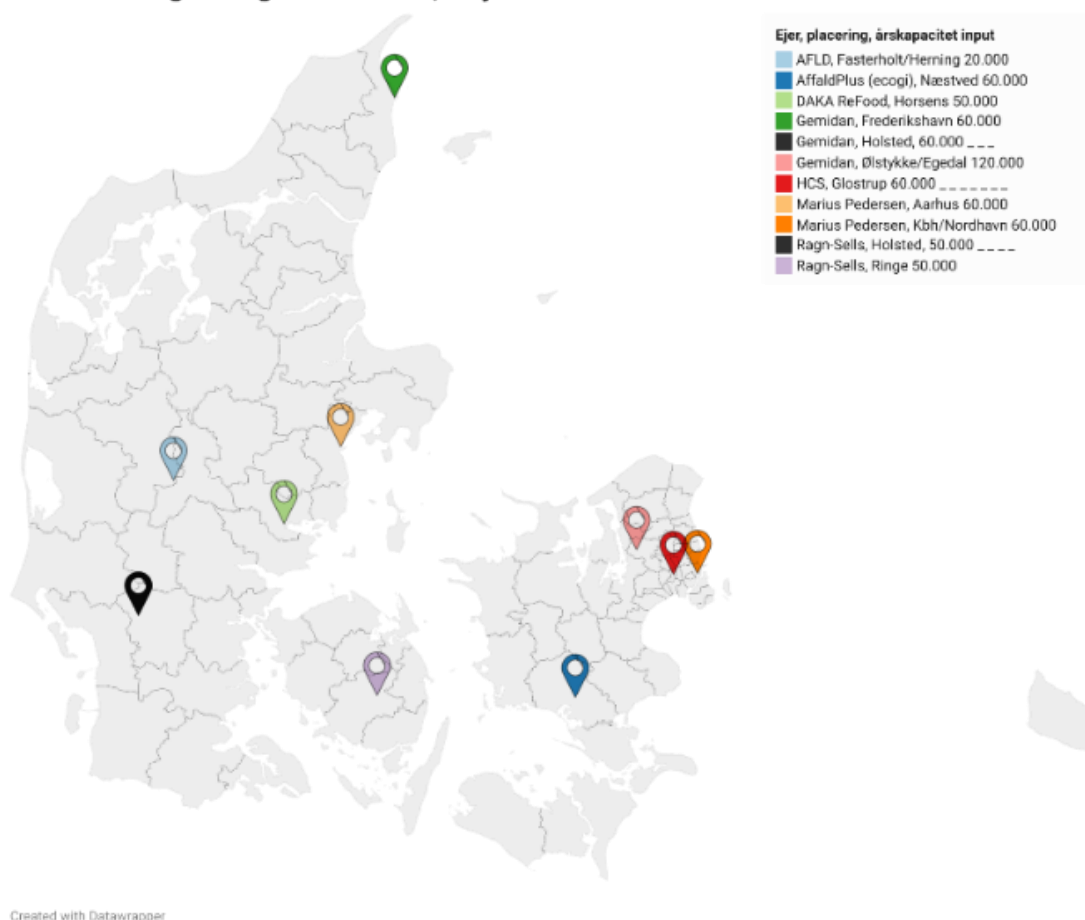
6.3.2 Logistik og posevalg

Efter at KOD er indsamlet via de kommunale indsamlingsordninger, forarbejdes det på forbehandlingsanlæg. Her pulpes og varmebehandles det for at sikre homogenitet og eliminering af eventuelle smittekim, ligesom også større urenheder og fremmedlegemer fjernes. Når det organiske affald er rensat for urenheder og pulpet, kan det afsættes til biogasanlæg, der udvinder gas af det organiske affald. I Danmark afgasses KOD/madaffald oftest sammen med andet organisk materiale som husdyrgødning og planterester fra landbruget. Det primære produkt er biogas, som man på anlægget kan opgradere til en 'grøn naturgas', metan (CH_4), der kan afsættes til fjernvarmenettet. Restproduktet fra gasproduktionen, ofte omtalt som biogasgødning, kan anvendes som fast eller flydende gødning i landbruget.

I Danmark var der i 2021 et relativt velfungerende netværk af 11 forbehandlingsanlæg jf. figur 6.2 (DAKOFA, 2021), men deres geografiske placering giver logistiske udfordringer, da de er placeret suboptimalt i forhold til, hvor affaldet produceres. Eksempelvis er KOD fra store dele af Midtjylland i de seneste år transporteret til Holsted ved Vejen eller til Frederikshavn for at

blive pulpet. DAKOFA (2021) opgjorde i maj 2021 årskapaciteten på forbehandlingsanlæggene i Danmark til at kunne behandle 72-87 % af alt madaffald produceret i husholdningerne og foodservice i Danmark. Infrastrukturen på området forventes de kommende år at blive udbygget således, at flere kommuner og affaldsselskaber vil presse på for at få etableret mere bynære forbehandlingsanlæg.

Forbehandlingsanlæg til madaffald, maj 2021



Figur 6.2: De 11 eksisterende forbehandlingsanlæg til behandling og pulpning af KOD, juni 2021. Kilde: DAKOFA, 2021.

Foruden logistiske udfordringer med indsamling og transport af affald er et andet udfordrende element kommunernes valg af indsamlingsposer. Danske kommuner vælger ofte indsamlingspose ud fra både økonomiske og politiske overvejelser, men valget af pose er helt afgørende for kvaliteten af pulpen og dermed den producerede gødning (se figur 6.3).



Figur 6.3 Billedet viser plast og andre urenheder, der er blevet rensset fra KOD. Efter frasorteringen er der meget lidt plast tilbage.

Foto: Casper Laursen, Innovationscenter for Økologisk Landbrug

Et mindretal af danske kommuner, herunder bl.a. Københavns Kommune, indsamler madaffald i bionedbrydelige plastikposer. Disse adskiller sig fra almindelige, fossilt fremstillede plastindsamlingsposer ved at være baserede på majs- eller kartoffelstivelse (COWI, 2017). Ifølge fabrikanten nedbrydes den bionedbrydelige plast over kort tid, og indsamlingsposen vil derfor ikke resultere i plastforurening. COWI undersøgte i 2017 posevalgets betydning for indholdet af fysiske urenheder i pulpen, og her fandt man, at der i pulpen kunne genfindes mere af indsamlingsposerne efter forbehandling af KOD indsamlet i bionedbrydelige poser sammenlignet med KOD indsamlet i almindelige, fossilt fremstillede plastposer. Dette skyldtes, at de bionedbrydelige indsamlingsposer opførte sig anderledes i forbehandlingsanlæggene, idet de var besværlige at åbne og trække fra hinanden, samtidig med at de trevlede og var svære at frasortere (COWI, 2017).

En undersøgelse fra 2021 foretaget af Innovationscenter for Økologisk Landbrug gav samme, enslydende tilbagemeldinger (Borum, 2021). Posevalget kan altså potentielt udgøre en teknologisk

udfordring i forbehandlingsanlæggene i forhold til at levere et gødningsprodukt af tilfredsstillende renhed og kvalitet.

6.4 Økologiske landbrugs synergier med biogasanlæg (infrastruktur)

Et biogasanlæg kan være økologificeret, eller det kan være godkendt til at levere til økologiske landbrug. Et økologificeret anlæg skal kunne dokumentere alle tilførsler af økologisk husdyrgødning og biomasser, henholdsvis konventionel husdyrgødning og øvrige ikke-økologiske råvarer, der tilføres biogasanlægget. I økologificerede biogasanlæg kan der, ud fra dokumentationen af de tilførte økologiske, henholdsvis ikke-økologiske biomasser beregnes andelen af N, som er af økologisk oprindelse, og biomassen får status som ”delvist økologisk”.

Biogasanlæg, som er godkendt til at levere til økologiske landbrug, kan kun levere ikke-økologisk gødning, selvom der i et vist omfang tilføres økologiske biomasser til anlægget (se tabel 6.1). Fælles for begge kategorier af biogasanlæg gælder, at alle tilførte råvarer skal være opført i Vejledning om Økologisk Jordbrugsproduktion 2023, bilag 2. Der findes p.t 8 økologificerede biogasanlæg ud af de 26 anlæg, der i øjeblikket er godkendt til at levere afgasset gødning til økologiske landbrugere (Landbrugsstyrelsen, 2023).

Tabel 6.1 Krav til N-tilførsel i samme mængde biogasgødning fra henholdsvis økologificeret og økologigodkendt biogasanlæg

Økologificeret biogasgødning: Kvælstofberegning (i udnyttet N)	Biogasgødning godkendt til økologi: Kvælstofberegning (i udnyttet N)
30 % økologisk husdyrgødning 45 % konventionel husdyrgødning 25 % andre biomasser	70 % husdyrgødning, øko- og konventionel 30 % andre biomasser, øko- og konventionel
Max 107 kg N svarende til max 48 kg konventionel N/ha	Max 93 kg N svarende til 65 kg konventionel N/ha

Regnestykket går for biogasanlægget ud på at dokumentere kvælstofandelen af konventionel husdyrgødning. Når der ikke kan sondres mellem økologisk og konventionel husdyrgødning, skal al husdyrgødningen beregnes som konventionel. Så længe husdyrgødningsandelen ligger på 60 % og derunder, har det ingen praktisk betydning for den samlede mængde kvælstof, en økolog kan aftage fra biogasanlægget, se Tabel 6.2.

Tabel 6.2 Beregning af maksimal N-tilførsel/ha ved forskellige andele af konventionel husdyrgødning i et biogasanlæg, der ikke er økologificeret men godkendt til at levere gødning til økologiske marker.

N i konventionel husdyrgødning	N i al anden biomasse	Økolog må gøde med
%	%	Kg udnyttet N/ha
50	50	107
60	40	107
70	30	93
80	20	81
90	10	72
100	0	65

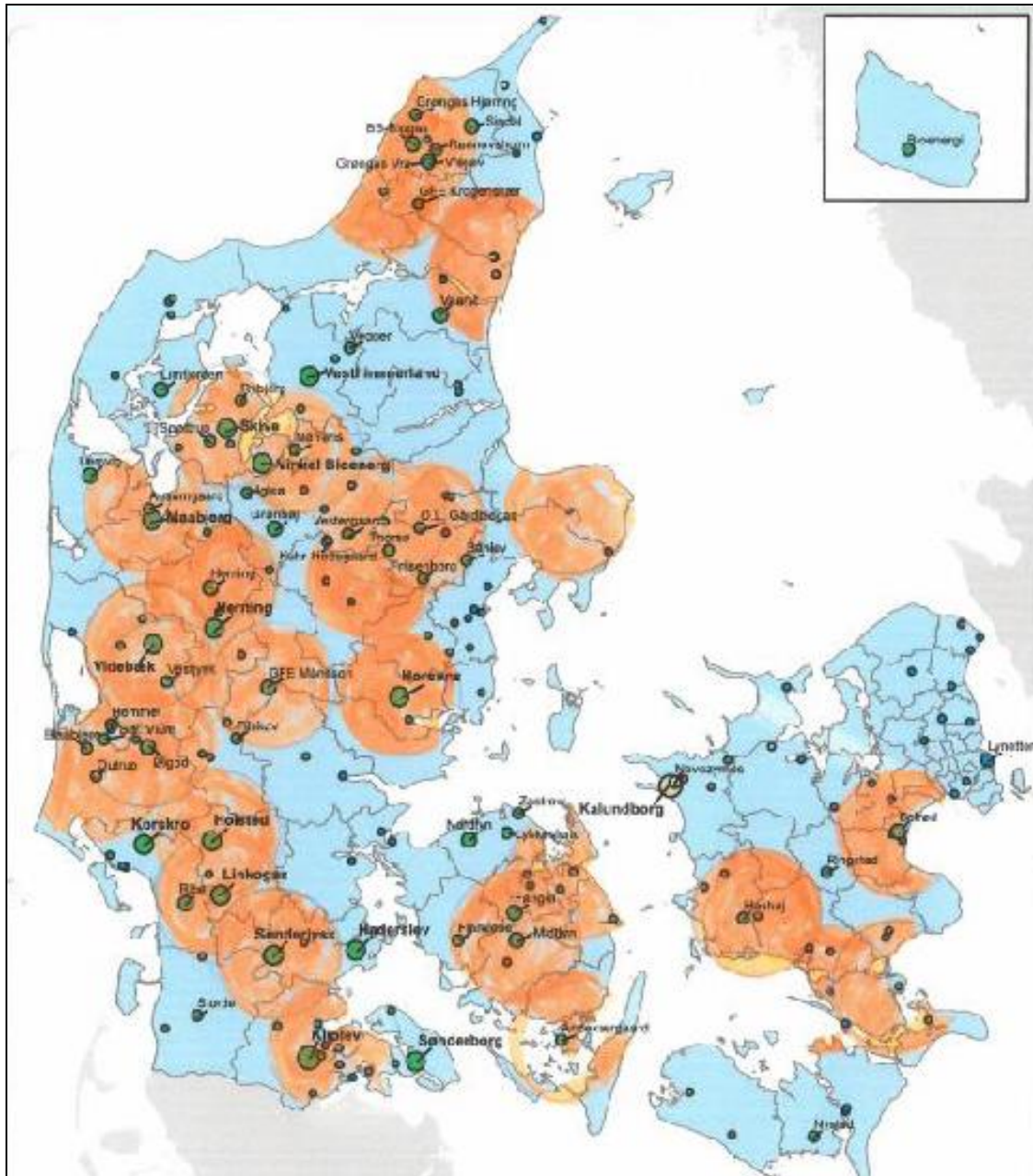
6.5 Biogasanlæg leverer gødning til økologiske landbrugsarealer

Med brancheanbefalingerne for brug af konventionel husdyrgødning i økologisk jordbrug (se Kapitel 3.1.3) ønsker man at understøtte biogasproduktionen og opførelse af biogasanlæg generelt, da sådanne anlæg kan være med til at gøre det muligt for flere landbrugere at omlægge og drive deres produktion økologisk. Den vanskelige adgang til plantenæringsstoffer mange steder i landet, særligt for økologiske planteavlere, kan afhjælpes ved, at der opføres flere biogasanlæg, og at de eksisterende kun tilføres biomasser, som må bruges til økologisk produktion (jf. Vejledning om Økologisk Jordbrugsproduktion 2023, bilag 2).

Figur 6.4 viser et kort over de biogasanlæg i Danmark, som i december 2022 kunne levere gødning til økologiske arealer. De orange cirkler angiver en radius på 20 km omkring biogasanlæggene. De 20 km repræsenterer et konservativt bud på den maksimale afstand inden for hvilken biogasanlæggene er interesserede i at levere biogasgødning, der er et restprodukt fra biogasprocessen. I praksis er størrelsen på cirklerne forskellige, og afstanden afhænger som oftest af landbrugerens betalingsvillighed og dermed hvilke alternative muligheder, der er tilgængelige i lokalområdet. Eksempelvis leverer anlæg i Østdanmark ofte biogasgødning til økologiske producenter langt uden for den orange markering. Dette skyldes begrænset næringsstoftilgængelighed og husdyrtæthed i denne del af landet samt den forholdsvis store afstand imellem biogasanlæg – og særligt imellem dem, der kan levere gødning til økologiske arealer.

I nyere tid separerer flere biogasanlæg gødningen efter afgang, og de er ofte nødt til at afsætte den fosforrige fiberfraktion længere væk og evt. via en ekstern distributør/afsætningskanal, mens den kvælstofrige, flydende fraktion afsættes lokalt.

Der er flere nye biogasanlæg i støbeskeen, som efter planen skal kunne levere til økologiske planteavlere. Deres placering er ofte i områder, hvor det for økologer ikke tidligere har været muligt at få leveret biogasgødning. Landbrugsstyrelsen fører og opdaterer en liste over biogasanlæg, der kan levere biogasgødning til økologiske producenter (Landbrugsstyrelsen, 2023), og de nye anlæg forventes løbende at fremgå heraf. Listen er tilgængelig online og viser både anlæggets navn, eventuel økologicertificering samt den del af året, der kan leveres til økologiske arealer, hvis det ikke kan lade sig gøre hele året.



Figur 6.4: Biogasanlæg, der kan levere afgasset gødning til økologisk dyrkning (pr. 1. januar 2022). De orange cirkler på kortet angiver en afstand på 20 km omkring biogasanlæg, der kan levere gødning til økologiske landbrugsarealer. Kilde: Innovationscenter for Økologisk Landbrug, 2022.

6.6 Biogasanlæg med KOD/madaffald som biomasse

Der er udbudspligt for behandling af kommunernes indsamlede kildesorterede organiske dagrenovation med frist senest 1. juli 2023, og det behandlede KOD afsættes derfor til et åbent marked (Dansk Affaldsforening, 2020). Det betyder, at der i løbet af 2023 kommer pulpet KOD på markedet fra de af landets kommuner, der endnu ikke har en indsamlingsordning. Der findes flere eksempler på, at det er muligt for kommuner i deres udbudsmateriale at stille krav til, at affaldet behandles således, at det kan afsættes som gødning til økologiske arealer, fx ved bioforgasning eller kompostering. Det er primært biogasanlæg, der har en økonomisk interesse i at aftage denne biomasse, da den har et relativt højt vandindhold, er forholdsvis energitæt og har et stort gaspotentiale (Arun, 2020).

Ultimo 2022 udgjorde gas fra biogasproduktion 32,6 % af gassen i gasnettet i Danmark. Resten stammede fra fossil naturgas. Dette er en voldsom stigning, da andelen af gas fra biogasanlæg i begyndelsen af 2020 var på blot 10,9 % (Energinet, 2022). Energikrisen og konflikten med Rusland er en del af forklaringen på, hvorfor dansk produceret biogas fylder så meget i det danske gasnet, men det er langt fra hele forklaringen, da andelen er steget jævnt siden januar 2020. Der er intet, der tyder på, at produktionen af biogas til det danske gasnet vil falde i den kommende tid, og markedet for produktion og afsætning af biogas (og biogaskødning) anses dermed for at være sikkert.

For økologer er incitamentet til at betale ekstra for gødning større end for konventionelle landbrugere, da næringsstofferne i den økologiske produktionsform generelt er mere værd (Hermansen, 2019). Landsforsøg i 2019 og 2020 udført af Innovationscenter for Økologisk Landbrug har vist, at biogaskødning baseret på KOD alene eller opblandet med husdyrgødning, havde en gødningsværdi og kvælstofrespons svarende til grisegylle (SEGES, 2020). Håndteringen, udbringningen og konsistensen af biogaskødning baseret på madaffald er desuden den samme som for den husdyrgødning landbrugeren kender til, hvilket gør overgangen til anvendelse af biogaskødning uproblematisk.

Bengtsson et al. (2019) undersøgte betalingsvilligheden for gødning blandt økologiske planteavlere på Sjælland og sammenlignede priserne for konventionelle næringsstoffer med næringsstoffer tilladt til brug i økologisk planteavl. Resultaterne viste entydigt, at markedet for afsætning af gødning til økologer på Sjælland var stort, og det blev vurderet, at et større gødningsudbud ville føre til yderligere omlægning til økologisk produktion og dermed en øget efterspørgsel på gødning fra biogasanlæg. I de områder af Danmark, hvor der ikke er store mængder husdyrgødning tilgængeligt, synes markedet for afsætning af bio-gaskødning altså langt fra mættet.

6.7 Øko-landbrug som energi-råvareproducent

Kløvergræs til biogasproduktion er en af de afgrøder, der kan hjælpe økologien videre i relation til dækning af behovet for plantenæringsstoffer - særligt i de husdyrtynde områder øst for Lillebælt. Kvælstofpotentialerne er beskrevet i Kapitel 2, tabel 2.4 og 2.5. Økonomiberegningerne afhænger af, hvilke alternative gødningskilder der er tilgængelige og af, hvilke aftaler der kan laves mellem landbrugeren, som både er biomasseleverandør og modtager af den afgassede biomasse, og biogasvirksomheden, der først og fremmest er interesseret i at producere og sælge gas.

De økologiske landbrugere, der både skal være leverandører til og modtagere fra biogasanlæggene, er nødt til at lægge kræfter i at få udarbejdet konkrete aftaler om priser og vilkår. Det kan dreje sig om andele i klimacertifikater, gasprisbonus, opbevaringskapacitet til gødningen, fordeling af transportomkostninger og ikke mindst hvilke mængder og kvaliteter af kløvergræs, der skal danne basis for en aftale.

6.8 Øko-arealer som grundlag for landbrugets P-balancer

Det ligger i biogasbranchens 2030-strategi at skulle håndtere 36.000 t. P i 2030 (Energistyrelsen, 2021). Med et fosforloft på 30 kg P/ha vil det kræve 1.200.000 ha harmoniareal til udbringning. Der er cirka 2.300.000 hektar harmoniareal i alt i 2022 med forventning om yderligere reduktion, efter at krav om 4 % brak og andre udtagningsordninger træder i kraft fra 2023.

Husdyrproduktionen i Danmark er mest koncentreret i Jylland og mælkeproduktionen foregår primært i Syd-, Vest og Nordjylland. Med de nuværende og annoncerede stramninger (fra 2025/26) på P-tilførslen, vil den samlede grise- og fjerkræproduktion skulle reducere udbringningen af fosfor fra 35 til 29 kg P/ha i 2025, mens mælkeproduktionen generelt skal nedjustere, fra 30 til 29 kg P/ha. Mælkeproducenter under undtagelsesordningen har tilladelse til at udbringe 230 kg N/ha i husdyrgødning og afgasset vegetabilsk biomasse i stedet for 170 kg N/ha harmoniareal, under forudsætning af at mere end 80 % af deres areal dyrkes med roer, græs eller græsefterafgrøder), (Landbrugsstyrelsen, 2022). En stor del af de konventionelle mælkeproducenter er under undtagelsesordningen, og de skal reducere fra 35 til 33 kg P/ha. Det svarer reelt til implementering af mellem 3 og 11 % øget arealkrav over 4 år.

Økologiske mælkeproducenter rammer som udgangspunkt ikke fosforlofterne med deres produktion, da de har et større arealkrav pr. dyreenhed. Derfor kan der i ellers husdyrtætte områder opstå den situation, at økologiske mælkeproducenters og planteavlernes arealer bliver vigtige som modtagere af afgasset biomasse, inkl. husdyrgødning.

Referencer

Arun, K. I. T. (2020). Optimal Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Source Separated Municipal Solid Waste. Januar 2020. Ikke-offentliggjort specialeprojekt.

Bengtsson, S. O., Hermansen, S., Ingvorsen, B., Laursen, C (2019). "Notat: Kontakt til landbrugere i de involverede kommuner på Sjælland". SEGES Økologi Innovation. April 2019.

<https://projekt-varga.dk/wp-content/uploads/2019/08/VARGA-wp-3-notat.pdf>

Borum, A. (2021). Valg af indsamlingspose, forbehandlingsanlæggenes udfordring og potentielle konsekvenser for dansk landbrugsjord. Innovationscenter for Økologisk Landbrug. Ren Recirkulering, oktober 2021.

<https://icoel.dk/media/jkmnydbj/valg-af-indsamlingspose-forbehandlingsanlaeggenes-udfordring-og-potentielle-konsekvenser-for-dansk-landbrugsjord.pdf>

COWI (2017). Posekvalitetens og materialets betydning for indholdet af fysiske urenheder i biopulp. December 2017.

<https://genanvend.mst.dk/media/191301/posekvalitetens-og-materialets-betydning-for-indholdet-af-fysiske-urenheder-i-biopulp.pdf>

DAKOFA (2021). Forbehandlingsanlæg til biopulp af madaffald. Juni 2021.

<https://dakofa.dk/element/forbehandlingsanlaeg-til-biopulp-af-madaffald/>

Dansk Affaldsforening (2020). Klimahandlingsplan for affaldssektoren. Maj 2020.

<https://www.ft.dk/samling/20191/almdel/KEF/bilag/311/2197888/index.htm>

Energinet (2022). Biogas via gasnettet.

<https://energinet.dk/Gas/Biogas/>

Energistyrelsen (2021). Energiafgrøder til biogas.

<https://ens.dk/ansvarsomraader/bioenergi/energiafgroeder-til-biogas>

Hermansen, S. (2019). Brug gødningen så den får størst værdi. Landbrugsinfo.

https://www.landbrugsinfo.dk/basis/f/e/b/okologi_brug_godning_optimalt

IFOAM (2022). Principper for Økologisk Jordbrug

https://www.ifoam.bio/sites/default/files/2022-11/poa_danish_web_REVISED2022.pdf

Landbrugsstyrelsen (2023). Biogasanlæg, som kan levere afgasset biomasse til økologer.

[https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaaende/Oekologi/Jordbrugsbedrifter/Skemaer_og_Blanketter/3. Planteavl/Biogasanlaeg_der_kan_levere_afgasset_biomasse_til_oekologiske_producenter.pdf](https://lbst.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Tvaergaaende/Oekologi/Jordbrugsbedrifter/Skemaer_og_Blanketter/3._Planteavl/Biogasanlaeg_der_kan_levere_afgasset_biomasse_til_oekologiske_producenter.pdf)

Landbrugsstyrelsen (2023). Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion, februar 2023.

<https://lbst.dk/tvaergaende/oekologi/jordbrugsbedrifter/vejledning-om-oekologisk-jordbrugsproduktion/vejledning-2023>

Landbrugsstyrelsen (2022). Vejledning om gødsknings- og harmoniregler Planperioden 1. august 2022 til 31. juli 2023, August 2022. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

<https://lbst.dk/landbrug/goedning/vejledning-om-goedsknings-og-harmoniregler#c65520>

Laursen, C. (2022). Økologiens paradoks. December 2022.

https://icoel.dk/media/4aikxtdt/ap2-1-notat_oekologisk-produktion-i-den-cirkulaere-oekonomi_december-2022_final.pdf

Miljøstyrelsen (2022). Kortlægning af kommunale affaldsordninger for husholdningsaffald.

<https://mst.dk/affald-jord/affald/affaldsfraktioner/kortlaegning-af-kommunale-affaldsordninger/>

Reg (EU) 2019/2164, 2019. Kommissionens Gennemførelsesforordning (EU) 2019/2164 af 17. december 2019 om ændring af forordning (EF) nr. 889/2008 om gennemførelsesbestemmelser til Rådets forordning (EF) nr. 834/2007 om økologisk produktion og mærkning af økologiske produkter, or så vidt angår økologisk produktion, mærkning og kontrol.

https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2019/2164/oj

Reg (EU) 2018/848, 2018. Europa-parlamentets og Rådets Forordning (EU) 2018/848 af 30. maj 2018 om økologisk produktion og mærkning af økologiske produkter og om ophævelse af Rådets forordning (EF) nr. 834/2007.

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32018R0848>

SEGES (2020). Oversigt over Landsforsøgene 2020. Afsnit: Recirkulerede gødningsprodukter giver god gødningseffekt i vårbyg, Casper Laursen. Side 266-268, december 2020.

<https://www.landbrugsinfo.dk/->

[/media/landbrugsinfo/public/4/b/1/planter-landsforsogene-oversigt-over-landsforsogene-2020.pdf](https://www.landbrugsinfo.dk/public/4/b/1/planter-landsforsogene-oversigt-over-landsforsogene-2020.pdf)

7. Udviklingsmuligheder og barrierer for næringsstofforsyningen i økologisk jordbrug - sammenfatning

Jørgen Eriksen, Peter Sørensen (AU-AGRO), Henrik B. Møller (AU-BCE), Hanne L. Kristensen, Rose Elsgaard (AU-FOOD), Sven Hermansen, Casper Laursen (ICOEL), Jakob Magid, Lars Stoumann Jensen (KU-PLEN)

Denne vidensyntese har undersøgt potentialet for udnyttelse af en række kilder til næringsstoffer, som det i dag er tilladt at anvende i økologisk jordbrug. På basis heraf forsøges der i dette kapitel kvantitativt at sammenstykke et billede af mulighederne for næringsstofforsyning på nationalt niveau ved en overordnet strategi om fordobling af det økologiske areal fra ca. 300.000 ha i 2020/2021 (Landbrugsstyrelsen 2022) til ca. 600.000 ha i 2030. Vi har for illustrationens skyld valgt et scenarie, hvor den nuværende økologiske animalske produktion fastholdes på samme niveau, og de nye 300.000 ha er landbrugsjord i omdrift uden husdyr, idet det vil stille de størst mulige krav til næringsstofforsyningen. Økologiske landbrugssystemer med husdyr har generelt en robust næringsstofforsyning pga. mindre eksport af næringsstoffer pr. arealenhed, foder omveksles til gødning, og der er ofte en vis import af næringsstoffer i form af indkøbt kraftfoder og andre fodermidler. I en markedsdrevet virkelighed må der forventes at ske udviklinger i forskellige retninger i alle produktionsgrene. Mælk-, æg- og griseproduktionen, der følger konjunkturerne, er helt aktuelt pressede på afsætningen, men den animalske produktion må forventes i et vist omfang at finde nye niveauer, i takt med at det økologiske areal vokser, og den nuværende økonomiske afmatning bliver vendt.

Biogasproduktionen er et så markant vækstområde, at der allerede er kamp om de råvarer fra landbruget, der kan produceres gas af. Husdyrgødning og halm er de oplagte kilder, der intenst arbejdes på at trække ind i gasproduktionen. Økologisk kløvergræs er ved at være den eneste hovedafgrøde, der kan bjerges og sælges til biogasproduktion, da majs og andre energiafgrøder er under gradvis udfasning fra 12 % indtil august 2023 til 4 % fra august 2024, og majs må ikke længere anvendes som energiafgrøde til biogasproduktion fra august 2025. Et resultat heraf vil være, at økologiske planteavlere kan benytte sig af muligheden for at have mere kløvergræs i sædskiftet og sælge biomassen til biogas, modtage afgasset gødning og dernæst udnytte den betydelige forfrugtsvirkning, når kløvergræsset ompløjes forud for en ny salgsafgrøde.

En del af de nye økologiske arealer vil være ekstensive arealer udenfor egentlig omdrift. Nogle vil have et vist kvælstofbehov, andre vil være mere naturlignende og eventuelt tilknyttet udtagnings- og miljøordninger som brak, BNBO (boringsnære beskyttelsesområder), ændret afvanding osv.

Den andel af det nye økologiske areal, der har eller får sådan en status, tæller ikke med i den endelige opgørelse af næringsstofbehov ved en fordobling af det økologiske areal.

7.1 Næringsstofforsyning ved fordobling af det økologiske areal

I tabel 7.1 er vist potentielle næringsstofkilder i relation til forsyning af det økologiske areal med næringsstoffer (N og P) ved en fordobling af det nuværende areal med 300.000 ha til økologisk planteproduktion (se side 111).

Der er i opgørelsen angivet et minimum og et maksimum for de næringsstofkilder, hvor dette er relevant. I tabellen er der ikke taget hensyn til priser og geografisk lokalisering af gødningsprodukter og -behov. Der er i opgørelsen regnet på næringsstofferne, N og P. De øvrige makronæringsstoffer findes i forskellige koncentrationer i de gødningsprodukter, der er regnet på. Derudover kan der inden for de gældende økologiregler, ved dokumenteret behov, suppleres med f.eks. K, Mg, S og mikronæringsstoffer ved hjælp af en række mineralske handelsgødninger. Værdierne i tabellen er dels udledt af beregninger fra denne synteses kapitler, dels ved interview med aktører i gødningsbranchen og dels ved videreførsel af gældende praksis inden for økologireglerne.

7.1.1 Det optimale kvælstofniveau

De tre administrative grænser for kvælstoftilførsel i økologisk jordbrug er henholdsvis 170 kg total-N/ha i organisk gødning i henhold til EU's Økologiforordning 2018/848, 107 kg udnyttet-N/ha som grundlag for økologisk arealtilskud og 65 kg udnyttet-N/ha, som udløser et ekstra arealtilskud for nedsat N-tilførsel. Det er helt individuelt, hvad der er det økonomisk optimale N-niveau fra ejendom til ejendom. Er der 15 % kløvergræs og 15 % hestebønner i omdriftsarealet og flest mulige efterafgrøder, kan der mange steder optimeres på et N-niveau væsentligt under de maksimalt tilladte 107 kg udnyttet-N, hvis der samtidig sikres balance for de øvrige næringsstoffer. Hvis der i stedet fokuseres på N-krævende afgrøder som f.eks. hvede, kartofler og frøgræs, vil N-tilførslen ofte være den begrænsende faktor på jordtyper med højt udbyttepotentiale.

Afsætningsmulighederne, økonomien og de heraf afledte valg af dyrkningssystem, har stor indflydelse på den optimale N-tilførsel.

Det fremgår af tabel 7.1, at konventionel husdyrgødning er en væsentlig næringsstofkilde for økologisk jordbrug. Der er i opgørelsen medregnet et potentielt N-input, der svarer til det gældende regelsæt, dvs. 107 kg udnyttet N/ha. Aktuelt sætter den nationale økologiske brancheanbefaling en yderligere begrænsning på importen af konventionel husdyrgødning svarende til 65 kg udnyttet N/ha, hvoraf maksimalt 43 kg udnyttet N/ha må være ubehandlet (ikke-afgasset) husdyrgødning. Disse mængder er medregnet som potentiel ressource.

Økologisk husdyrgødning udgør et mindre input, når det scenarie, der opstilles, er baseret på 300.000 ha nye økologiske arealer uden yderligere vækst i den animalske økologiske produktion. Det viste bidrag i tabellen stammer fra omfordeling af husdyrgødning fra økologiske mælkeproducenter, der kan undvære N for at opnå en miljømæssigt bedre balance i deres gødningsplan. Økologiske grise- og fjerkræproducenter, der har overskud af P i deres husdyrgødningsproduktion, kan på samme måde have behov for at udveksle næringsstoffer og afgrøder med økologiske planteavlere.

Affaldsressourcer tilladt til økologisk jordbrug udgør en relativt beskeden total-mængde og er samtidig en blanding af en række meget diverse produkter med have-parkaffald og vinasse som to yderpunkter, hvad angår næringsstofindhold, -sammensætning og -tilgængelighed. Opgørelsen af det samlede potentielle gødningspotentiale fra affaldsressourcerne er derfor behæftet med stor usikkerhed, som primært skyldes usikkerhederne i opgørelserne i registrerings- og datahåndteringsprocedurerne.

Økologisk kløvergræs eller lucerne som hovedafgrøde er vigtige N-kilder. Biomassen kan sælges som foder, til bioraffinering eller til biogasanlæg med mulighed for at kombinere de tre elementer. Biomassen kan også anvendes internt på ejendommen som flytbar frisk grøngødning eller som et komposteret eller stabiliseret (ensileret) gødningsprodukt. Teknisk set vil alle anvendelsesmulighederne kunne beskrives som en N-tilførsel i det pågældende landbrugs gødningsregnskab. Når kløvergræsset er høstet, og arealet skal anvendes til en ny afgrøde, giver forfrugtsværdien desuden et betydeligt gødningspotentiale i akkumuleret N-eftervirkning.

Biomassen fra frivillige efterafgrøder kan i modsætning til de pligtige efterafgrøder anvendes som en flytbar gødningskilde på samme måde som kløvergræs. Økologiske planteavlere har typisk en stor andel af vårsæd, grøntsager eller bælplanter og dermed gode muligheder for at integrere frivillige efterafgrøder i markplanen. Specialafgrøder som grøntsager og bælplanter til protein har lav N udnyttelse og efterlader N-rige planterester, der ligeledes er et potentiale i at udnytte.

Høst af biomasse fra vedvarende græs og naturarealer til biogasanlæg har et stort potentiale i den økologiske næringsstofforsyning. Der er mange hektar, som teoretisk kan anvendes, men i praksis vil der opstå en lang række tekniske udfordringer med især tilgængelighed og høstteknik på disse ofte fugtige arealer. Estimering af næringsstofpotentialet herfra er derfor behæftet med store usikkerheder.

Samlet set og uden hensyntagen til de barrierer, som er nævnt nedenfor, er konklusionen, at der umiddelbart er mulighed for en tilstrækkelig næringsstofforsyning til hele det økologiske areal ved en fordobling af arealet til 600.000 ha. Det bliver imidlertid svært helt at undvære gødningsbidrag fra konventionel husdyrproduktion, men der er mulighed for at reducere dette bidrag, hvis der optimeres på de øvrige næringsstofkilder. Det er dog i denne sammenhæng vigtigt at pointere, at der er en række barrierer for at indfri dette potentiale.

7.2 Barrierer for udnyttelse og recirkulering af næringsstoffer i økologiske jordbrug

7.2.1 Økologiregler

De nye brancheanbefalinger fra 2022 fremmer anvendelsen af recirkulerede biomasser og afgasset konventionel husdyrgødning, samtidig med at de begrænser adgangen til konventionel ubehandlet husdyrgødning væsentligt. Det er et krav, at reglerne skal overholdes på ejendomsniveau. Mejerier og slagterier har tilsluttet sig anbefalingerne, og foderstofbranchen har meldt ud, at man ikke håndterer foderkorn uden brancheanbefalingserklæring. Det har tilsammen den konsekvens, at meget tæt på 100 % af de økologiske arealer med afgrøder til foderbrug overholder kravene i brancheanbefalingerne.

Den potentielle gødningskilde, slam fra spildevandsrensningsanlæg, som det imidlertid ikke er tilladt at anvende i henhold til økologireglerne i øjeblikket, er til diskussion i økologierhvervet, der er repræsenteret af Økologisk Landsforening og Landbrug & Fødevarers Økologisektion. For nærværende er der ingen beslutninger og afklaringer herom, men ansvaret for sikker recirkulering står højt på dagsordenen. Ligesom med KOD (kildesorteret organisk dagrenovation), som økologireglerne tillader, er der store bekymringer mht. uønskede stoffer og materialer (mikroplast).

Der arbejdes også på at få tre andre væsentlige næringsstofkilder tilladt i økologisk jordbrug. Det drejer sig om biprodukterne, Eluat (restprodukt fra mejeribranchen), Fertigro (restprodukt fra heparinproduktion) og fiskeensilage, der i dag enten direkte eller via bioforgasning, bliver udbragt på konventionelle landbrugsarealer. Hvis de tillades, så er det potentielt store mængder N og P, som kan overgå fra konventionelle til økologiske marker. Processen med at få de tre produkter på EU-Økologiforordningen (EU) 2019/2164, Bilag 1 over gødningsprodukter mm. tilladt til økologisk produktion, går via et dossier udarbejdet på initiativ fra økologierhvervet selv. Dette bliver herefter vurderet af EU-kommissionens rådgivende ekspertudvalg, EGTOP. Derefter sendes EGTOP rapporten i høring i EU-landene, som skal godkende produkterne, inden de kan skrives ind i en opdateret forordningstekst. Det er en relativt langsom proces, og derfor er potentialet for næringsstofftilførsel fra disse kilder ikke indregnet i denne opgørelse.

7.2.2 EU-Strategier for økologisk jordbrug

EU's "Farm to Fork"-strategi, som sigter imod, at i gennemsnit 25 % af EU's landbrugsareal skal være økologisk i 2030, har blandt andet bevirket, at der er igangsat en række forsknings- og udviklingsprogrammer, der skal bidrage til en robust økologisk vækst. Et af temaerne er "Closing the Yield Gap", hvor der skal fokuseres på at hæve de økologiske markudbytter ved hjælp af forbedrede dyrkningsstrategier og dermed også bedre adgang til og anvendelse af næringsstoffer i økologien.

Da de fleste EU lande er langt større end Danmark og samtidig har en væsentlig lavere økologiandel i både produktion og forbrug, vil arbejdet hen imod målet om 25 % økologisk areal

kræve en meget markant omlægning af det landbrug, vi kender i EU i dag. Hvordan dette vil påvirke markederne for gødningsstoffer, og ikke mindst kampen om de anvendelige næringsstoffer kan ikke kvantificeres på nuværende tidspunkt, men det vil blive en faktor, der skal medregnes i fremtidsscenarierne.

7.2.3 EU-reguleringsinitiativer for økologisk jordbrug

EU-kommissionen er i færd med at udvikle nye fortolkninger af det begreb, der i dag hedder "Factory Farming". Diskussionen i medlemslandene går blandt andet på at indføre restriktioner for anvendelse af husdyrgødning fra intensive husdyrbrugssystemer som konventionelle slagtegrise- og fjerkræstalder. Afgasset gødning fra biogasanlæg er ligeledes til diskussion pga. det kulstof der pr. definition fjernes ved afgang, men ved kompostering fjernes der også kulstof, og i EU-forordningen og den danske økologivejledning (2023) anbefales kompostering som behandlingsmetode for husdyrgødning. I relation til bæredygtig energiproduktion og udledning af klimagasser er anaerob behandling i biogasanlæg også at foretrække.

Tidslinjen i processen er, at EGTOP i løbet af 2023 skal aflevere en indstilling til EU-kommissionen, som efterfølgende vil behandle indstillingen og sende den til godkendelse i medlemslandene. De tiltag, der vedtages i 2023, kan potentielt træde i kraft med virkning fra det gødningsår, der starter 1. august 2024 og dermed gælde for høsten 2025. Det forventes, at der vil komme en opstramning på anvendelsen af gødning fra de ovennævnte intensive konventionelle produktioner af grise og fjerkræ.

Der vil fra det danske økologierhvervs side blive argumenteret for, at der fortsat skal være mulighed for at anvende afgassede gødninger fra sådanne husdyrproduktioner.

7.2.4 Omkostninger

Systematisk introduktion af helårsgrøngødninger i økologiske planteavlssædskeer i områder, hvor det er vanskeligt at skaffe næringsstoffer, har været på dagsordenen i mange år. Barriererne er dels psykologiske og dels økonomiske. Den psykologiske barriere bunder i tanken om, at 10-20 % af en landbrugers dyrkningsareal bliver anvendt til afgrøder, som ikke er egentlige salgsafgrøder i gængs forstand. Dette er ved at ændre sig, efterhånden som biogasbranchen øger efterspørgslen efter biomasser egnet til gasproduktion. Økologisk kløvergræs, halm og efterafgrøder er meget velegnede til gasproduktion, da de kan opbevares i tørret eller ensileret tilstand i lang tid, så biogasanlægget kan planlægge et robust basisflow, samtidig med at der handles andre råvarer i et konkurrencepræget miljø.

Der er ved at blive etableret aftalesystemer og aftaleformularer til regulering af de priser og vilkår, som den enkelte landbruger skal indtræde i ved levering af kløvergræs til biogasanlæg og modtagelse af afgasset gødning. Dagsprisen på biogas og klimakreditter forventes at indgå i aftalerne. En væsentlig faktor i en sådan aftale er placeringen af omkostninger til høst, konservering og levering til biogasanlægget. På samme måde bliver adgang til

opbevaringskapacitet for den afgassede gødning også et væsentligt punkt i aftalen mellem landbruger og biogasanlæg. Alternativt kan økologisk kløvergræs anvendes direkte eller ensileret, som plantebaseret gødning på egen bedrift. Her vil dagsprisen på andre gødninger ligeledes påvirke landbrugerens valg.

Det er en generel tendens, at den danske animalske produktion er faldende. Samtidig har handelsgødningspriserne været voldsomt stigende på grund af problemer med eksport og høje energipriser som følge af Covid-19 pandemien og krigen i Ukraine. Tilsammen betyder dette, at konventionelle landbrugere i 2022 og 2023 har haft øget interesse i at anvende husdyrgødning. I nogle områder af landet har det betydet, at der har været markant højere priser på husdyrgødning før transport- og udbringningsomkostninger. Falder handelsgødningspriserne igen, forventes det, at efterspørgslen fra konventionelle landbrugere vil falde proportionalt. Stigende gødningspriser vil også påvirke landbrugerens incitament til en forbedret udnyttelse af næringsstofferne i dyrkningssystemet, fx ved øget brug af frivillige efterafgrøder eller udlægning af kløvergræs som helårsgrøngødning.

Forventningen fra Energistyrelsen og Bioenergibranchen⁶ er, at en meget stor andel af husdyrgødning og halm skal forgasses. Udviklingen med tilførsel af stigende mængder halm til biogasanlæggene er i gang, hvilket kan registreres på den afgassede gylles stigende tørstofindhold. Dette betyder, at det er vanskeligt at opnå en tilstrækkelig høj N-udnyttelseseffekt af den afgassede gylle i forhold til den lovpligtige minimum-udnyttelsesprocent, da fordampningen af ammoniak ved overfladeudbringning vil være høj. Problemet er størst ved forårsudbringning i vintersæd og mindst ved nedfældning i sort jord til vårsæd. I forsøg er der fundet en halveret N-virkning ved slangeudlægning af afgasset gødning i vintersæd i forhold til nedfældning i sort jord. Økologiske planteavlere har en relativ stor andel vårsæd og bælgsædsafgrøder, men de vil få vanskeligt ved at opnå tilstrækkelig udnyttelse af kvælstoffet i vintersædsafgrøder, da forsuring med svovlsyre pt. ikke er tilladt i økologisk jordbrug. På lerjord kan det desuden være problematisk at nedfælde gødning i sort jord på det rigtige tidspunkt, uden at der opstår strukturskader. En af løsningerne er, at biogasanlæggene separerer gyllen i en tør og en våd fraktion, hvilket alt andet lige vil fordyre processen men samtidig kunne give en bedre udnyttelse af næringsstofferne.

7.2.5 Sædskifteudfordringer

Det nuværende økologiske areal med bælgsæd er tæt på den øvre grænse, der foreskriver minimum fire frie år mellem bælgsædsafgrøder, hvor ærter, hestebønne og lupin er de væsentligste. Grænsen og mulighederne for at kombinere rækkefølgen af arterne diskuteres i de faglige miljøer, men der findes væsentligt strammere anbefalinger i vores nabolande, som allerede har udfordringer med sædskiftebårne sygdomme i bælgsædsdyrkningen. I denne fremskrivning af

⁶ https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Bioenergi/energiafgrøedeanalysen_med_bilag.pdf

det økologiske areal indgår bælgsæd med en andel på 15 %, der svarer til 5-6 frie år mellem bælgsædsafgrøderne.

Med et øget økologisk areal og en uændret animalsk produktion vil der blive plads til flere afgrøder til konsum; kartofler, grøntsager, bælgsæd og andre specialafgrøder, hvoraf nogle primært importeres i dag. Markedet herhjemme er i dag dækket af dansk produceret korn til konsum, brødkorn, grynhave og maltbyg, da det er attraktive produktioner for landbrugeren. Konsekvensen af et scenarie med et fordoblet areal med samme husdyrbestand er, at der alt andet lige vil blive produceret mere korn. Det vil gælde for alle fire kornarter. Afsætning af en væsentligt øget mængde foderkorn vil blive en særlig udfordring set i lyset af, at EU's "Farm to fork"-strategi sigter på et gennemsnitsmål på 25 % for det økologiske areal i EU i 2030. Store lande som Polen, Frankrig og Rumænien ligger i dag meget langt fra dette mål. Selvom de ambitiøse EU-målsætninger måske ikke opfyldes i 2030, må det forventes, at der også bliver produceret øgede mængder af økologiske bulk-varer i de øvrige EU-lande. Anderledes vil det forholde sig med en større produktion af bælgsædsafgrøder til proteinrige plantebaserede fødevarer, grøntsager og andre specialafgrøder, hvor importen er stor, og der er nye markeder på vej.

7.2.6 Geografiske barrierer

N-overskud fra økologiske malkekvægbrug i Vestdanmark kan udveksles direkte til andre økologiske landbrugere eller via biogasanlæg og fordeles til planteavlere – dog kun indenfor en vis geografisk radius. I planlægning af logistikken omkring biogasanlæg regnes der typisk med 25 km, dog nogle gange op til 50 km transportradius. Det er en særlig logistisk udfordring og omkostning, hvis der skal leveres plantebiomasse til biogasanlæg og modtages afgasset gødning den anden vej, for tomme lastbiler fordyrer transporten markant.

Med separation af biogasgødningen kan den geografiske udfordring med lave fosfortal i Østdanmark afhjælpes. Den fraseparerede fiberfraktion har en relativt høj tørstofprocent og P-koncentration, mens N-koncentrationen er relativt lavere. Fiberfraktionen kræver dog omhyggelig håndtering og lagring for at undgå store kvælstoftab og dermed lav N-gødningsvirkning. Forsøg udført af AU har vist negativ 1.års effekt af en tørret fiberfraktion til vårbyg. Andre forsøg med fiberfraktion, der ikke var tørret, viste en positiv 1.års effekt på 40-50% af N i handelsgødning ved nedpløjning om foråret, og fiberfraktionen udnyttedes bedst ved nedpløjning om foråret. Fiberfraktionen har en lovpligtig minimum-udnyttelsesprocent på 40 %, men både separeringsmetode og håndtering er afgørende for, om dette kan opnås. Ved pyrolyse af fiberfraktionen er der mulighed for stabilisering af kulstof i jorden, og samtidig er der stadig en rimelig tilgængelighed af P og K i den producerede biokul. Det skal dog bemærkes, at alt tilgængeligt N i den pyroliserede fiberfraktion (biokullet) bliver tabt, medmindre man stripper og opsamler indholdet af ammonium under processen. Strippet kvælstof (ammonium) fra organiske biomasser er en letopløselig gødning, som kunne være interessant for økologiske landbrugere, hvis det bliver tilladt i økologireglerne at anvende svovlsyre eller andre metoder til opsamling af

kvælstof i form af ammoniak fra relevante processer, i stedet for at det omgivende miljø belastes med ammoniak (NH_3) og efterfølgende af lattergas (N_2O), hvoraf N_2O er en klimagas med et 310 gange større opvarmningspotentiale end CO_2 .

7.3 Vidensbehov

7.3.1 Analyse af økologiens regelgrundlag i relation til de økologiske principper samt miljø- og klimamæssige udfordringer

Udviklingen i vores forståelse af miljø- og klimapåvirkningerne fra landbruget er gået hånd i hånd med udvikling af en række løsningsmuligheder, der nogle gange støder ind i et økologisk regelgrundlag, som er baseret på tidligere tiders fortolkning af økologiens principper. Det kan fx. være muligheden for at regulere pH i husdyrgødning for at mindske tabet af ammoniak, eller opsamling og brug af ammoniak fra staldluften til gødning. Det er lagt til grund for denne analyse, at økologireglerne i fremtiden vil ændre sig til fordel for øget recirkulering af organiske affalds- og restfraktioner fra samfundet til økologisk jordbrug i overensstemmelse med det økologiske princip i EU's Økologiforordnings Artikel 6 c: Affald og biprodukter af vegetabilsk og animalsk oprindelse skal genanvendes som input i planteproduktion og animalsk produktion.

Der er i mange EU-lande ved at opstå en erkendelse af, at regelgrundlaget må genvurderes, hvis økologiarealet skal udvides til 25 % af EU's landbrugsareal, bl.a. for at sikre tilstrækkelig forsyning med plantenæringsstoffer. Der kan være tilsvarende behov for diskussioner inden for fx husdyrproduktionen. Der er derfor behov for en gennemarbejdet dansk diskussion af regelbarrierer og muligheder for ændringer af økologireglerne under hensyntagen til økologiens holistiske mål og principper som udtrykt i EU's Økologiforordning, Artikel 4 – 8. Der vil ofte være behov for at veje disse principper op imod hinanden, da de giver anledning til dilemmaer. Denne diskussion bør derfor involvere både forskningsmiljøer og hele den økologiske branche med det sigte at påvirke debatten om økologireglerne i EU.

7.3.2 Produktion af kløvergræs til økologisk protein- og energifremstilling

Der er behov for udvikling af systemer for kløvergræs til protein- og biogasproduktion, som er væsentligt forskellige fra kløvergræs til foderproduktion, herunder behov for optimering af arts- og sortssammensætningen (inklusive gavnlige urter) og antallet af slæt til optimering af protein- og biogasudbyttet under hensyntagen til økonomien. Desuden bør der forskes i konsekvenserne for kvælstoffikseringen, forfrugtsværdien af kløvergræsset, ukrudtsspredning, blomstring og bestøvere.

7.3.3 Oplysninger om andre næringsstoffer end N og P i organiske næringsstofressourcer

I opgørelsen af mængderne af organiske næringsstofressourcer, der kan recirkuleres, har vi kunnet indsamle data for N- og P- indholdet i disse ressourcer. Det vil være relevant også at kunne vurdere, hvor store mængder af næringsstofferne K og S (og evt. mikronæringsstoffer), der findes i disse ressourcer. Der vil også være behov for en mere detaljeret opdeling og registrering af samfundets affaldsressourcer i relation til mulige former for recirkulering i landbruget generelt og i økologisk landbrug specielt.

7.3.4 Udfordringer ved introduktion af flere bælgplanter i sædskiftet

Det oplagte forskningsområde i relation til bælgplanter og sædskifter er patologi, men også andre områder inden for f.eks. mikrobiologi, DNA-analyser, billedanalyser til sygdomsbestemmelse kan give vigtig ny viden. Konkret er *Aphanomyces*, der forårsager rodråd i ært den mest alvorlige sygdom, men linser og vikke er formodentligt også værter for svampen. Andre sygdomme, der har flere værter, bør inddrages i undersøgelserne, da de har betydning for økologernes mulighed for et alsidigt sædskifte med en høj andel af bælgssæd til fødevarer, foder og efterafgrøder – især i lyset af det stigende fokus på en mere plantebaseret kost. Kendskabet til patogenernes udvikling under danske dyrkningsforhold skal udbygges. For eksempel eksisterer der metoder til at analysere for *Aphanomyces* og *Phytophthora pisi*, som kan forbedres både i forhold til metode, fortolkning og vejledning. Der mangler også en beregning af de jordbårne sygdommes betydning for udbredelsen af bælgssædsafgrøder i den danske økologiske dyrkning, inkl. betydningen af at anvende bælgplanter i efterafgrøder. Opformering af ukrudt ved dyrkning af bælgssæd er en anden udfordring, og der er behov for udvikling af dyrkningssystemer, der kan reducere formering af ukrudt i og efter bælgssæd.

Tabel 7.1 Potentielle næringsstofkilder til økologisk jordbrug i relation til en forøgelse af det økologiske areal med 300.000 ha til planteavl

	Øko	Total-N		Udn.	Udnyttet N		P		Total-N		Udnyttet N		P	
		Tons			tons				kg/ha fordelt på 300.000 nye hektar					
		min	max		min	max	min	max	Min	max	min	max	min	Max
Recirkulerede NS der forgasses i dag ¹	Nej	5.009	5.009	40% ¹⁶	2.004	2.004	1.036	1.036	17	17	7	7	3	3
Øget N udnyttelse af N-rige planterester nuværende areal, Hele forfrugtsværdi fratrækkes.	Ja	0	750	40%	0	300	0	0	0	3	0	1	0	0
Recirkulerede NS der ikke forgasses i dag ²	Nej	0	2.159	40% ¹⁶	0	864		690	0	7	0	3	0	2
Have-Park affald MST-rapport ³	Nej	0	2.809	5%	0	140	0	503	0	9	0	0	0	2
Økologisk husdyrgødning opsamlet ⁴	Ja	0	2.754	70%	0	1.928	0	688	0	9	0	6	0	2
Økologisk kløvergræs 15% i sædskiftet ⁵	Ja	5.760	11.520	40%	4.608	9.216			19	38	8	15		
Forfrugt, 2 eller 1 brugsår ⁶	Ja	2.250	4.500	100% ¹⁷	2.250	4.500			8	15	8	15		
Økologisk efterafgrøde til biogas ⁷	Ja	900	1.800	40%	360	720			3	6	1	2		
Forfrugt, efterafgrøde ⁸	Ja	1.200	2.400	100% ¹⁷	1.200	2.400			4	8	4	8		
100.000 ha lavbund ⁹	Ja/Nej	4.000	15.000	40% ¹⁶	1.600	6.000	700	1.000	13	50	5	20	2	3
Konventionel husdyrgødning, ubehandlet ¹⁰	Nej			80% ¹⁸					0	54	0	43	0	13
Konventionel husdyrgødning, afgasset ¹¹	Nej			80% ¹⁸					0	28	0	22	0	7
Struvit ¹²	Nej	10	60	100%	10	60	24	144	0,0	0,2	0,0	0,2	0,1	0,5
Handelsgødninger: kød-benmel og husdyrgødning ¹³	Nej	1.464	3.528	90%	1.318	3.175	464	1.408	5	12	4	11	1	5
Plantebaserede handelsgødninger ¹⁴	Ja/Nej	150	600	90%	135	540	120	480	1	2	0	2	0	2
Træaske ¹⁵	Nej	0	0		0	0	40	96	0	0	0	0	0,1	0,3
Sum Øko	Ja								34	79	20	48	0	2
Sum Bilag 2 til Øko	Nej								35	178	17	107	8	38
Summer									69	257	37	156	8	40
Max-grænser									170		107/65		30	

¹ Tal fra Recirkuleringskapitel: Delphi-panel vurdering af hvad der realistisk kan udnyttes på økologiske arealer af de recirkulerede næringsstoffer, der i dag forgasses.

Lovpligtig udnyttelse på 40 % af total-N er brugt i beregningen.

² Tal fra Recirkuleringskapitel: Delphi-panel vurdering af hvad der realistisk kan udnyttes på økologiske arealer af de recirkulerede næringsstoffer, der kan forgasses, men som i dag ikke forgasses. Lovpligtig udnyttelse på 40 % af total-N er brugt i beregningen.

³ Have-parkaffald er trukket fra Econet-opgørelsen, da der var stor uoverensstemmelse mellem de indsamlede data og værdierne i MST-Rapport Affaldsstatistik 2020 [Rapport \(mst.dk\)](https://mst.dk).

Analyseværdier er taget fra SEGES-analyse 2018.

⁴ Der indgår 20 % af den beregnede mængde opsamlet husdyrgødning som potentiel kilde til nye arealer.

⁵ Kvælstof i høstet kløvergræsbiomasse, evt. leveret til bioforgasning eller alternativt til egenproduktion af gødning. "Lav" er 4.000 kg tørstof med 20 % protein. "Høj" er 8.000 kg tørstof med 20 % protein.

⁶ Forfrugtsværdi af 15 % af arealet med 1 års helårsgrøngødning og 100 kg udnyttet N = "Høj". Ligger marken i 2 dyrkningsår halveres forfrugtsværdien = "Lav".

⁷ 20 % af harmoniarealet dyrkes med frivillige efterafgrøder, der kan bjerges til bioforgasning. "Lav" er 1.100 kg tørstof med 20 % protein, svarende til 35 kg N. "Høj" er 2.200 kg tørstof, svarende til 70 kg N.

⁸ Forfrugtsværdi af frivillige efterafgrøder. "Lav" er 20 kg N; "Høj" er 40 kg N.

⁹ AU-analyse: "Lav" er 2.500 kg tørstof pr. hektar. "Høj" er ugødet, 6.000 kg tørstof pr. hektar

¹⁰ Konventionel ubehandlet husdyrgødning må anvendes op til 43 kg udnyttet-N.

¹¹ Konventionel afgasset husdyrgødning må anvendes op til 65 kg udnyttet N, fratrullet max. 43 kg ubehandlet konventionel husdyrgødning.

¹² Struvit: "Lav" er den mængde, der i dag produceres i Danmark, ca. 200 t. "Høj" er vurderet til, at der potentielt kan produceres 1.200 tons inden 2030.

¹³ På det danske marked findes i dag Øgro og YaraSuna. Daka har oplyst aktuelt salg og potentielle mængder af Øgro. På det europæiske marked findes en række lignende gødninger baseret på animalske biprodukter. "Lav" er det nuværende danske marked. "Høj" er fordoblet salg af danske produkter plus tilsvarende import af lignende produkter.

¹⁴ På det danske marked findes i dag enkelte plantebaserede gødninger. "Lav" er et estimat af det nuværende danske marked. "Høj" er fordoblet salg af danske produkter plus tilsvarende import af lignende produkter.

¹⁵ Træaske formidlet af HedeDanmark og Miljøservice stammer fra flisfyrede kraftvarmeværker. Kun aske fra ubehandlet træ kan anvendes i økologi i mængder, der ikke overskrider grænseværdierne for tungmetaller som fastsat i Økologivejledningens bilag 2.

¹⁶ Den lovpligtige udnyttelsesprocent af afgassede recirkulerede biomasser, excl. husdyrgødning, er 40 %. Markeffekten kan afvige fra dette afhængigt af C/N-forholdet.

¹⁷ Forfrugtsværdi af kløvergræs og efterafgrøder indgår normalt ikke i beregningen af gødningstilførsel men er en væsentlig del af den samlede kvælstofforsyning.

¹⁸ Husdyrgødning indgår i beregningerne af den lovpligtige N-udnyttelsesprocent, som er: Væskefraktion fra gylleseparering: 85 %; grise- og fjerkrægylle: 80 %; kvæggyll 75 %; dybstrøelse fra kvæg: 50 %. 80 % N-udnyttelse er valgt som vurderet vægtet gennemsnitsværdi.



ICROFS

Internationalt Center for Forskning
i Økologisk Jordbrug og Fødevarer-systemer