



NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI



Fakultet for biovitenskap
Institutt for husdyr-
og akvakulturvitenskap



**NORGES
BONDELAG**



Forskningstilene
for jordbruk og matindustri

Klimatiltak i planteproduksjon

Delrapport 1 fra prosjektet: Kunnskapsgrunnlag for utslippsreduksjoner - sett i sammenheng med klimatilpasning, klimarisiko og matsikkerhet

NIBIO RAPPORT | VOL. 10 | NR. 37 | 2024



Erin Byers, Synnøve Rivedal, Alice Budai, & Lillian Øygarden.

Divisjon for matproduksjon og samfunn, Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Klimatiltak i planteproduksjoner. Delrapport 1 i prosjektet; Kunnskapsgrunnlag for utslippsreduksjoner i jordbruket- sett i sammenheng med tilpasning, klimarisiko og matsikkerhet.

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Erin Byers, Synnøve Rivedal, Alice Budai, & Lillian Øygarden.

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
13.03.2024	10/37/2024	Åpen	53369	22/01204
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03487-2	2464-1162	94	0	

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Forskningsmidler for jordbruk og matindustri

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Heidi Engeset

STIKKORD/KEYWORDS:

Jordbruk, klimagasser, klimatiltak, planteproduksjon

Agriculture, greenhouse gas emissions, plant production

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Klimatiltak i jordbruket

Climate measures in agriculture

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Denne rapporten gir en oversikt over klimatiltak i planteproduksjoner som enten kan redusere utslipp av klimagasser eller øke karboninnholdet i jord. Den gir oversikt over tiltak som bla. drenering, gjødsling, kalking, husdyrgjødseltiltak, åkerbelgvekster, kløver i eng, presisjonsjordbruk, fangvekster, biokull. I prosjektet- finansiert fra Forskningsmidler for jordbruk og matindustri- er det også utarbeidet en delrapport om klimatiltak i husdyrproduksjonen (Aass mfl., 2024) og en delrapport om sammenheng mellom klimatiltak, klimatilpasning, klimarisiko og matsikkerhet (Bardalen, 2024). De utgjør til sammen et oppdatert kunnskapsgrunnlag om klimatiltak i plante og husdyrproduksjoner. Se utvidet sammendrag i rapporten.

LAND/COUNTRY:

Norge

FYLKE/COUNTY:

Hele landet

GODKJENT

Hilde Haug Simonhjell

PROSJEKTLEDER

Lillian Øygarden

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Innhold

Forord	6
1 Innledning	7
1.1 Bakgrunn.....	7
1.2 Grunnlagsdata for areal og gjødselbruk	7
1.3 Oversikt over klimagassutslipp fra jordbruket	8
2 Metodikk.....	10
2.1 Innhenting av kunnskapsgrunnlag.....	10
2.2 Forutsetninger og avgrensninger	11
2.3 Beregning av utslipp av klimagasser	12
2.3.1 Lystgass	13
2.3.2 CO ₂ -utslipp ved kalking.....	13
2.3.3 Metan fra husdyrgjødsel	14
2.3.4 Beregninger av tiltak som ikke inngår i klimagassregnskapet.....	14
2.4 Sammenheng mellom klimatiltak, klimatilpasning, klimarisiko og matsikkerhet	14
3 Planteproduksjon	15
3.1 Optimalisere dyrkingsforhold	15
3.1.1 Jordpakking	15
3.1.2 Drenering	17
3.2 Gjødseltiltak.....	21
3.3 Planterester – lystgassutslipp og karbon i jord.....	22
3.3.1 Planterester – egenskaper og håndtering.....	23
3.3.2 Planterester – jordtyper og klimatiltak	23
3.4 Tiltak i eng	24
3.4.1 Belgvekster i eng – biologisk N-fiksering og lystgassutslipp.....	24
3.4.2 Artsblandinger for forbedret avling og nitrogener effektivitet i eng	26
3.4.3 Slåttere regime	27
3.4.4 Fornyning av eng	27
3.5 Tiltak i kornproduksjon	28
3.5.1 Økte kornavlinger.....	28
3.5.2 Delt gjødsling.....	30
3.5.3 Vår og høstpløying, direktesåing	31
3.5.4 Beholde halm	31
3.5.5 Fangvekster	32
3.5.6 Økt dyrking av høstkorn	34
3.5.7 Åkerbelgvekster	35
3.6 Kalking	35
3.6.1 Kalking og lystgass.....	36
3.6.2 Kalking og nedbryting av organisk materiale	36
3.6.3 Hold pH-nivået jevnt	37
3.6.4 Kalking og balanse mellom CO ₂ , lystgass og metan	37
3.6.5 Silikatbergarter	37
3.6.6 Kalking: Oppsummering	38

3.7	Presisjonsjordbruk	38
3.7.1	Styreassistanse	39
3.7.2	Presisjonskalking	39
3.7.3	Presisjonsgjødsling og -sprøyting	40
3.7.4	Framtidige utvikling av presisjonsjordbruk	41
3.8	Forskning på nye tiltak	42
3.8.1	Cloacibacter	42
3.8.2	Nitrifikasjonshemming	42
3.8.3	Plasmabehandling og forsuring av husdyrgjødsel	43
4	Husdyrgjødseltiltak	44
4.1	Utslipp fra husdyrgjødsel	44
4.2	Tiltak for reduserte ammoniakkutslipp	44
4.3	Tak på åpne gjødsellager	45
4.4	Spredetidspunkt	47
4.5	Miljøvennlig spredemetode	47
4.6	Bedre arealmessig utnyttelse av husdyrgjødsel	48
4.7	Biogass	48
4.8	Syretilsetning til husdyrgjødsel	50
4.9	Tilsetning av kalk og biokull til husdyrgjødsel på lager	50
5	Økt lagring av karbon i jord	51
5.1	Bruk av organiske ressurser	52
5.1.1	Husdyrgjødsel	52
5.1.2	Behandling av organiske ressurser- karboninnhold	52
5.1.3	Tilgjengelighet av andre organiske ressurser	53
5.1.4	Fremtidig forskning	53
5.2	Vekstvalg og vekstskifter	53
5.2.1	Bruk av eng i vekstskifter	54
5.2.2	Bruk av planter med større og dypere rotsystemer	54
5.3	Fangvekster	55
5.4	Karbonlagring ved bruk av av biokull	57
5.4.1	Ressursbasert potensial: tilgjengelig biomasse som kan omdannes til biokull	57
5.4.2	Karbonlagring ved omdanning av biomasse til biokull	58
5.4.3	Potensial for oppskalering	59
5.4.4	Biokull-andre effekter	60
5.5	Biokull som jordforbedringsmiddel	61
6	Myrjord	63
6.1	Nydyrking	63
6.2	Tiltak på drenert organisk jord	63
6.2.1	Restaurering	63
6.2.2	Tiltak for fortsatt drift på drenert organisk jord	64
7	Teknologisk utvikling	65
8	Energi	66
9	Klimatiltak og klimatilpasning	67

10 Samlet vurdering av tiltakspotensiale	70
11 Referanser	83

Forord

Dette utredningsprosjektet er finansiert med midler fra Forskningsmidlene for jordbruk og matindustri». Prosjektet har referansenummer 2022/68231, Agros 204874. Det er gjennomført i perioden 01.02.2023 til 01.03 2024.

Prosjektet er gjennomført som et samarbeid mellom NMBU, NIBIO og Norges Bondelag. NMBU og NIBIO har utarbeidet det faglige kunnskapsgrunnlaget. Norges Bondelag har bidratt med delfinansiering og med formidling fra prosjektet ved organisering av sluttseminar og tilrettelegging av informasjonsmateriale for å gjøre resultater tilgjengelig for lokale bondelag og til almenheten. Norges Bondelag har også deltatt på prosjektmøter der resultater er presentert og diskutert. Utredningen består av tre delrapporter;.

Klimatiltak i planteproduksjonen. Delrapport 1 fra prosjektet: Kunnskapsgrunnlag for utslippsreduksjoner i jordbruket- sett i sammenheng med tilpasning, klimarisiko og matsikkerhet.

Klimatiltak i husdyrproduksjonen. Delrapport 2 fra prosjektet: Kunnskapsgrunnlag for utslippsreduksjoner i jordbruket- sett i sammenheng med tilpasning, klimarisiko og matsikkerhet.

Klimatiltak og matsikkerhet- synergi eller mistilpasning. Delrapport 3 fra prosjektet: Kunnskapsgrunnlag for utslippsreduksjoner i jordbruket- sett i sammenheng med tilpasning, klimarisiko og matsikkerhet.

I delrapport 1 (denne rapporten) har Erin Byers hatt hovedansvar for kapittel 3 om tiltak i planteproduksjonen.

Synnøve Rivedal hatt hovedansvar for kapittel 4 om husdyrgjødsel og bidratt med kunnskap om klimatiltak og klimagassregnskapet for jordbruksektoren i rapporten.

Alice Budai har hatt hovedansvar for kapittel 5 om karbonbinding i jord.

Anne-Grete Roer Hjelkrem har beregnet potensial for utslippsreduksjon for enkelte tiltak med NIBIO sin klimagassmodell i kapittel 3 og 4.

Hele prosjektgruppen har bidratt til kapittel om innledning, metodikk, oppsummering og utarbeidelse av samletabeller med oversikt over effekt av tiltak.

Daniel Rasse har kvalitetssikret kapittel 5 om karbonbinding i jord. Synnøve Rivedal har bidratt til kvalitetssikring av kapittel 3.

Lillian Øygarden har bidratt til kvalitetssikring og gjennomlesing av hele rapporten.

Rapporten er gjennomlest og kvalitetssikret på overordnet nivå av Hilde Haug Simonhjell.

Prosjektet har hatt en koordineringsgruppe med Laila Aass fra NMBU, Arne Bardalen fra NIBIO og Pernille Bügel fra Norges Bondelag. Lillian Øygarden, NIBIO har koordinert prosjektet og bidratt med faglige innspill og kvalitetssikring.

Ås 12 mars 2024

Lillian Øygarden

Prosjektleder

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Dette utredningsprosjektet er finansiert med midler fra Forskningsmidlene for jordbruk og matindustri. Prosjektet har referansenummer 2022/68231, Agros 204874.

I 2018 utredet NMBU (Aass & Åby, 2018) potensialet for klimatiltak i husdyrproduksjonen, mens NIBIO utredet tiltak for planteproduksjon (Bardalen mfl. 2018). I 2019 inngikk næringsorganisasjonene i jordbruket en frivillig intensjonsavtale med Regjeringen om å redusere klimagasser og øke karbonbinding i jordbruket, [Klimaavtalen](#). Det ble nedsatt en [Regnskapsgruppe](#) for å følge opp avtalen og det er gjennomført flere utredninger om klimatiltak og beregningsmetodikk.

I 2020 utarbeidet Norges Bondelag [Landbrukets Klimaplan](#), som viser hvordan et samlet jordbruk gjennom åtte satsingsområder kan nå målet om å kutte klimagassutslipp og øke opptaket av karbon i jord i perioden 2021 - 2030. Det er nå ønskelig å oppdatere kunnskapsgrunnlaget om klimatiltak bl.a. til nytte for oppdatering av Landbrukets Klimaplan. De siste årene har det vært økende forskningsaktivitet om klimatiltak både innen husdyr- og planteproduksjoner og for økt binding og lagring av karbon i jord. Dette har gitt mer dokumentasjon og ny kunnskap. Det er videre foretatt endringer av utslippsfaktorer som brukes i klimagassregnskapet og som dermed har påvirkning på beregninger av utslippseffekter av tiltak. Videre har man fått ny og oppdatert kunnskap om gjennomføringsgraden av flere tiltak de senere årene, i form av aktivitetstall bl.a fra søknader om tilskudd til drenering og gjennom regionale miljøprogram (RMP).

Etter 2018 er det gjennomført flere utredninger av effekt av og potensialet for klimatiltak. I regi av Miljødirektoratet er det gjennomført utredninger som Klimakur 2030 (Mdir, 2020) og Klimatiltak i Norge mot 2030 (Mdir, 2023a) som er den første av årlige oppdateringer av status på gjennomføring av klimatiltak, barrierer og virkemidler.

Landbruket skal oppfylle flere ulike landbrukspolitiske mål der det må gjøres avveininger mellom ulike målkonflikter. Landbruksproduksjonene er sterkt påvirket av endringer i klima og matproduksjon og matsikkerhet er avhengig av god klimatilpasning. Det er derfor behov for å se klimatiltak for å redusere klimagassutslipp i sammenheng med behovet for klimatilpasning, klimarisiko og matsikkerhet. Et av hovedmålene i utredningsprosjektet er å skissere en metodikk for slike vurderinger og vise noen sammenhenger. Noen tiltak kan ha synergier med klimatilpasning og matsikkerhet, mens andre har målkonflikter, og en eventuell gjennomføring av disse tiltakene kan føre til mistilpasning om man ikke bevisst har vurdert de ulike effektene opp mot hverandre.

Det utgis tre delrapporter fra prosjektet:

Delrapport 1: Klimatiltak i planteproduksjonen (Byers mfl., 2024). Denne rapport.

Delrapport 2: Klimatiltak i husdyrproduksjonen (Aass mfl., 2024)

Delrapport 3: Klimatiltak og matsikkerhet- synergier eller mistilpasning (Bardalen, 2024)

1.2 Grunnlagsdata for areal og gjødselbruk

Denne delrapporten omhandler tiltak på arealer og planteproduksjoner. På grunn av at det nyeste tilgjengelige detaljerte utslippsregnskapet er fra 2021, tar vi utgangspunkt i dette årstallet. SSB oppgir for 2021 et totalt jordbruksareal i drift på 9,85 mill daa. Av dette er 8,07 mill daa fulldyrka jord, 0,21 mill daa er overflatedyrka eng og 1,57 mill daa er innmarksbeite. Av det fulldyrka arealet er 4,78 mill daa eng og 2,86 mill daa korn og oljevekster. Resten av det fulldyrka arealet (0,43 mill daa) blir brukt til poteter, bær, frukt, grønnsaker, grønnfôr og silovekster (SSB, 2024).

Gjødselundersøkelsen fra 2018 (Kolle & Oguz-Alper, 2020) fant at det totalt på jordbruksarealet ble gjødslet med rundt 35 000 tonn nitrogen fra husdyrgjødsel og 97 000 tonn nitrogen fra handelsgjødsel. Tallene fra gjødselundersøkelsen for bruk av mineralgjødsel-N samsvarte ganske bra med statistikken for omsetningen av nitrogen som lå på rundt 100 000 tonn i 2016/2017 og 107 000 tonn i 2018/2019 (Mattilsynet, 2024). I klimagassregnskapet er det omsetningsstatistikken til Mattilsynet som blir lagt til grunn. Når det gjelder nitrogen fra husdyrgjødsel blir mengde og utslipp estimert ved bruk av N-modellen for husdyrgjødsel (Carbon Limits, 2020) og i 2021 var mengden husdyrgjødsel-N spredt på jordbruksareal rundt 56 000 tonn (Norway, 2023). Denne metoden gir altså betydelig høyere tilføring av nitrogen fra husdyrgjødsel til jordbruksareal enn estimert i gjødselundersøkelsen (se mer om husdyrgjødsel i kap. 4).

Ifølge Gjødselundersøkelsen 2018 ble det i gjennomsnitt for landet gjødslet med 18,3 kg N/daa til fulldyrka eng, 13,1 kg N/daa til overflatedyrka eng, 9,9 kg N/daa til beite. Gjennomsnitt for korn, vektlagt areal for de ulike korntypene, er 12,8 kg N/daa (Kolle & Oguz-Alper, 2020).

1.3 Oversikt over klimagassutslipp fra jordbruket

Utslipp av klimagasser fra jordbruket (Figur 1.1) rapporteres årlig i sektorregnskapet for jordbruket i det nasjonale Klimagassregnskapet (Mdir, 2023b). I tillegg rapporteres det jordbruksrelaterte utslipp og opptak (karbon) i arealbrukssektoren og utslipp fra oppvarming og maskinbruk i energisektoren.

Tallene for utslipp og opptak rapporteres i standardiserte tabeller, såkalte CRF-tabeller (Common Reporting Format, <https://unfccc.int/ghg-inventories-annex-i-parties/2023>). De siste tilgjengelige tallene (Norway, 2023) er fra 2021-data og det er i hovedsak disse som blir brukt i denne rapporten.

Sammen med tallene leverer Miljødirektoratet en rapport som beskriver metoder og datakilder bak beregningene og forklarer utviklingen i tallene over tid. Denne rapporten kalles National Inventory Report (NIR) samt annexer (Mdir, 2023b, c).

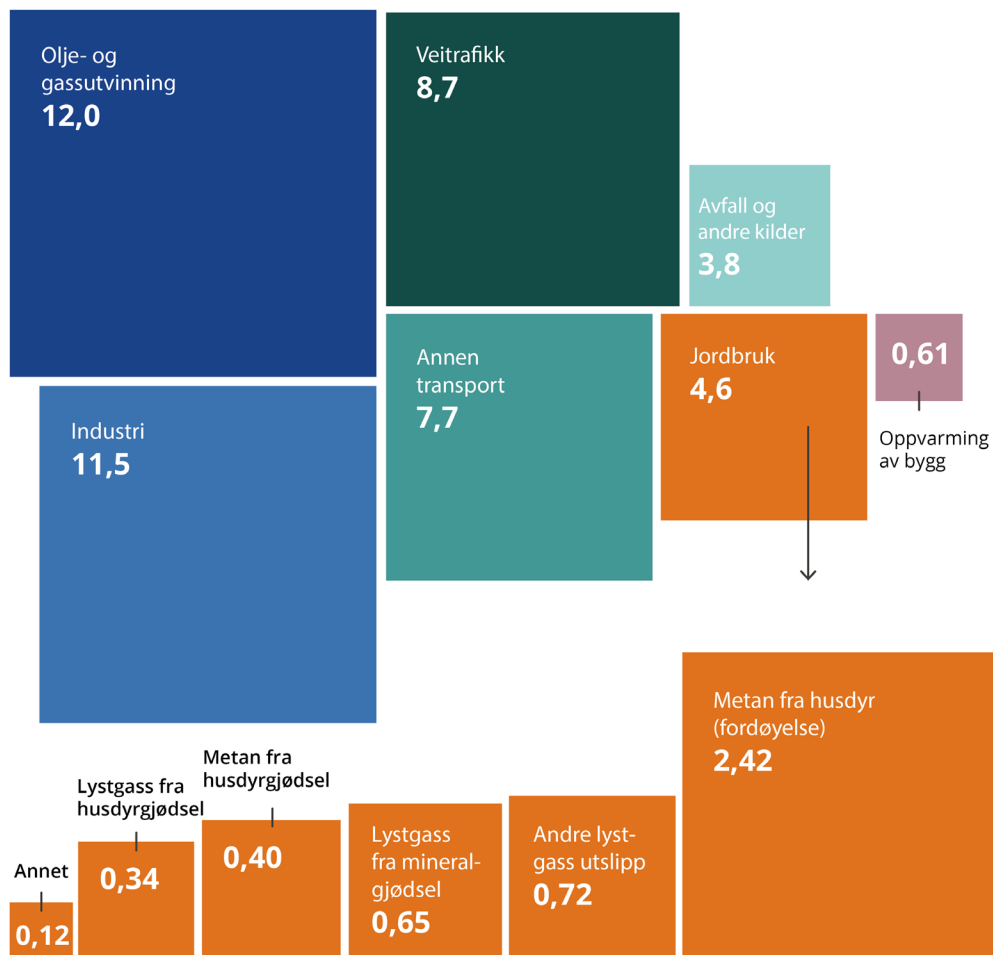
I 2022 var klimagassutslippet fra jordbrukssektoren 4,6 millioner CO₂ ekvivalenter (Figur 1.1). I tillegg kommer jordbruksrelaterte utslipp i sektorene jordbruk, arealbruk og energi.

I 2021 var utslippet fra jordbruket 4,7 millioner tonn CO₂ ekvivalenter som var omkring 9,6 % av Norges totale utslipp. Dette var 5 % lavere enn 1990, men høyere enn i 2020. Under koronaepidemien ble det økt etterspørsel etter norsk melk og kjøtt, blant annet som følge av redusert grensehandel. Det førte til at det var flere melkekyr og ammekyr i 2021, samt økt salg av mineralgjødsel, sammenlignet med årene før koronapandemien inntraff. Totalt for sektorene jordbruk, arealbruk og energi utgjorde de jordbruksrelaterte utslippene 7,9 mill tonn CO₂ ekv. for 2021.

Utslipp av klimagasser fra jordbruk i 2022

Millioner tonn CO₂-ekvivalenter

Norges totale klimagassutslipp



Kilde: Miljødirektoratet og Statistisk sentralbyrå 2023 / Miljøstatus.no

Figur 1.1. Klimagassutslipp fra jordbruk, sammenlignet med de totale klimagassutslippene i 2022. Kilde: Miljødirektoratet og Statistisk sentralbyrå 2023 / Miljøstatus.no

2 Metodikk

2.1 Innhenting av kunnskapsgrunnlag

Utredningen har mål om å gi et oppdatert kunnskapsgrunnlag om tiltak som kan redusere utslipp av klimagasser fra jordbruket og bidra til økt binding og lagring av karbon i jord. Det tas utgangspunkt i oversikter over tiltak i husdyrproduksjonen utarbeidet i 2018 av Aass & Åby (2018) og tiltak i planteproduksjon og arealtiltak fra Bardalen mfl. (2018). I tillegg til oppdaterte oversikter over aktuelle tiltak og effekter gis det også kort oversikt over noen tiltak fra pågående forskning.

For tiltakene vurderes det om det er kommet til nye norske forskningsresultater, endringer i metodikk for utslippsberegninger (utslippskoeffisienter, oppvarmingspotensial) eller gjennomføringsgrad av tiltak (aktivitetsdata). I perioden 2018 - 2023 er det gjennomført flere utredninger, f.eks. Klimakur 2030 (Mdir, 2020) som er basert på flere tematiske rapporter. Det er videre utredet potensialet for karbonbinding (Rasse mfl., 2019), potensialet for presisjonsjordbruk (Korsæth mfl., 2019) og man har fått den første årlige oppdateringen av status i Miljødirektoratets rapport «Klimatiltak i Norge mot 2030» (Mdir, 2023a). Flere av disse rapporter har brukt et endret datagrunnlag sammenlignet med det som lå til grunn i 2018. Dersom slike rapporter har det siste tilgjengelige datagrunnlaget så er dette benyttet med henvisning til detaljerte beskrivelser i rapportene.

Endringer fra tidligere oversikter og beregninger kan skyldes ulike forhold:

- Utslippskoeffisienter som brukes i det nasjonale Klimagassregnskapet kan være endret. Det kan være endringer i oppvarmingspotensiale for de ulike gasser, CO₂, metan og lystgass.
- Metodikk f.eks. modeller for beregning av utslipp og opptak kan være endret. Det gjelder f.eks. for Nitrogenmodellen og Metanmodellen for husdyrgjødsel (Carbon Limits, 2019, 2020).
- Forbedret datagrunnlag om gjennomføring av tiltak, endringer i aktivitetsdata. Det kan være data fra gjødselundersøkelser, tilskuddsdata fra Regionale miljøprogram (RMP) og andre tilskuddsordninger.

Rapportene med beregninger av tiltakspotensiale i 2018 inkluderte både tiltak som var inkludert i det offisielle klimagassregnskapet og lovende tiltak fra forskning. Flere av disse var beheftet med stor usikkerhet, men dokumenterte resultater fra pågående forskning og behovet for bedre dokumentasjon. Klimaavtalen mellom regjeringen og næringsorganisasjonene i landbruket legger også opp til å kunne registrere tiltak som på et senere tidspunkt kan beregnes og godskrives. For Klimaavtalen er det derfor behov for å dokumentere om tiltak kan beregnes i det offisielle Klimagassregnskapet eller ikke.

I denne utredningen er det vektlagt å omtale om tiltaket kan synliggjøres i det offisielle klimagassregnskapet nå, om det er et indirekte tiltak som påvirker klimagassregnskapet, eller om det er et tiltak som per nå ikke påvirker klimagassregnskapet. Videre er det behov for å synliggjøre om det ikke finnes beregningsmetodikk for tiltaket nå, og om det ikke er tilgjengelige aktivitetstall.

Indirekte tiltak er tiltak som f.eks. kan påvirke effektivitet – både fôreffektivitet eller bruk av gjødsel (nitrogeneffektivitet). Det kan være avlsfremgang og sykdommer som påvirker fôropptak eller agronomiske forhold som påvirker dyrkingsforhold, avling og bruk av nitrogengjødsel. Drenering og jordpakking er eksempler på slike indirekte tiltak.

2.2 Forutsetninger og avgrensninger

I delrapportene 1 og 2 gjøres en gjennomgang og vurdering av tiltak innenfor planteproduksjonene og husdyrproduksjonene. Det er en viktig forutsetning for denne utredningen at tiltak vurderes innenfor dagens produksjonsstruktur og omfang av ulike produksjoner.

Utgangspunktet er med andre ord: Hva kan f.eks. en husdyrbonde gjøre innenfor sine driftssystemer. Hva kan forskning, avl, driftspraksis bidra med for de ulike husdyrproduksjoner? På samme måte er utgangspunktet for planteproduksjoner: hva kan gjøres innenfor produksjoner med korn, grovfor, grønnsaker, potet? Hva er potensialet for agronomiske tiltak, muligheter for å binde og lagre karbon i jorda?

For delrapportene om tiltak i planteproduksjon og husdyrproduksjon er hovedformålet å presentere et kunnskapsgrunnlag for hvilke muligheter og begrensninger det er for tiltak innenfor hver produksjon uten å gjøre beregninger av endringer/skalering av produksjonene.

Det er forskjeller i klimagassutslipp mellom ulike husdyrproduksjoner med drøvtyggere, fjørfe og svineproduksjon og mellom ulike planteproduksjoner. Dersom en øker eller reduserer omfanget av ulike produksjoner, vil det kunne ha stor betydning for utslippsnivået, men også for en rekke andre oppgaver landbruket forventes å oppfylle. Både endringer i kosthold og endret matsvinn vil føre til endringer i produksjonsomfang som igjen vil påvirke utslipp av klimagasser og arealbruk. Slike tiltak er omtalt i utredninger for Klimakur 2030 (Mdir, 2020 og 2023a) og for Klimautvalget 2050 (Bakken & Mittenzwei, 2023), men inngår ikke i utredningene for delrapport 1 og 2.

I rapporten [Klimatiltak i Norge mot 2030](#) (Mdir, 2023a) er det beregnet at tiltaket «endret kosthold» vil kunne redusere klimagassutslipp med 1,17 millioner tonn CO₂ ekvivalenter i 2030 og at det samlet for perioden 2021-2030 vil gi en sumeffekt på 4,5 millioner tonn CO₂ ekvivalenter. I rapporten er det også beregnet at tiltaket «Redusert matsvinn» kan redusere klimagassutslipp med 0,21 millioner tonn i 2030 og 1,3 millioner tonn i perioden 2021-2030.

Store endringer i produksjonsomfang kan ha en rekke andre effekter. I rapporten for Klimautvalget 2050 (Bakken & Mittenzwei, 2023) er det beregnet at dersom et plantebasert kostholdsalternativ ble realisert, ville det meste av dyrka jorda utenfor flatbygdene i Rogaland, på Østlandet og i Trøndelag ha gått ut av matproduksjon.

I delrapport 3 (Bardalen, 2024), som omhandler tiltak for reduserte utslipp sett i sammenheng med klimatilpasning, klimarisiko og matsikkerhet, er det tatt med vurderinger av konsekvenser av slike tiltak. Det gis eksempler på hvordan endringer i gjennomføring av klimatiltak og endringer i produksjoner vil kunne påvirke beredskap og matsikkerhet.

Det er videre gjort følgende avgrensninger i rapportene:

Produksjoner: Rapporten omhandler ikke produksjoner i drivhus, eller innenfor urbant landbruk. Den har hovedvekt på korn- og grovfôrproduksjon, men flere av tiltakene er også relevante for grønnsaker og andre åpen åker vekster. Det gjelder tiltak som f.ks drenering, gjødsling, kalking, karbontiltak.

Kostnader: Det inngår ikke å utarbeide nye analyser og beregninger av kostnader av tiltak. Dersom nyere datagrunnlag (enn fra 2018) om kostnader foreligger, er det oppgitt.

Virkemidler: Det gis ikke en samlet og systematisk vurdering av virkemidler som er innført og heller ikke behov for nye virkemidler. Noen tilskuddsordninger kan være omtalt under enkelttiltak.

Andre avgrensninger: Det er gjort vurderinger på nasjonalt nivå, og det er altså ikke laget oversikter over muligheter for tiltak for ulike geografiske områder.

Energibruk: Denne rapporten omfatter ikke mulighet for tiltak for å redusere klimagassutslipp fra oppvarming og bruk av maskiner i energisektoren. Det er likevel nevnt – men ikke beregnet – muligheter for solceller på arealer, som del av multifunksjonell arealbruk. Bruk av husdyrgjødsel til produksjon av biogass er omtalt under husdyrgjødseltiltak.

Sammenhenger mellom plante -og husdyrproduksjoner: Utredningen er en oppdatering av kunnskapsgrunnlaget, og tar utgangspunkt i rapportene som ble skrevet i 2018 fra henholdsvis NMBU (Aass & Åby, 2018) om potensialet for klimatiltak i husdyrproduksjonen, og NIBIO (Bardalen mfl. 2018) om tiltak i planteproduksjon. Det har derfor vært naturlig også i dette prosjektet å behandle enkelttiltak i plante- og husdyrproduksjonene hver for seg i to ulike rapporter. Når en skal vurdere det totale potensialet for klimatiltak i jordbruket er det imidlertid viktig å se produksjonene i sammenheng.

Tiltak i en produksjon kan påvirke tiltak og utslipp i en annen produksjon. I en NIBIO rapport fra 2022 (Øygarden mfl., 2022) gis eksempel fra modellering med Holo-modellen for utvalgte scenarier av tiltak. Bedre grovførkvalitet kan f.eks. redusere metanutslipp fra drøvtyggere. For å oppnå bedre grovførkvalitet (høyere proteininnhold) kan en konsekvens være tidligere høsting som igjen kan påvirke og redusere avlingsnivå. Dersom dette kompenseres med økt gjødsling eller økt arealbehov (nydyrking pga. lavere avling) så må slike effekter tas med i totale analyser. Tidligere høsting kan gi bedre grovførkvalitet av den første høstingen, men for totaleffekten bør en også inkludere alle høstinger. Slike analyser har det ikke vært mulighet til å gjøre i dette prosjektet pga begrenset økonomisk ramme. Beskrivelsene av effektene av det enkelte tiltaket må derfor ses i lys av at i mer et helhetlig perspektiv, kan effektene bli annerledes.

2.3 Beregning av utslipp av klimagasser

Kapittel 1.3 omtalte det nasjonale klimagassregnskapet (Mdir, 2023b) med årlige rapporteringer og henvisning til datakilder og beregningsmetodikk. For tiltak som inngår i Klimagassregnskapet er det i denne rapporten brukt den samme beregningsmetodikken, fra den siste tilgjengelige rapporten med data fra 2021 (Mdir, 2023b).

Utslippskoeffisienter kan endres og det kan også være endringer i oppvarmingspotensial GWP (global warming potential) av de ulike gassene. Metan og lystgass regnes om til CO₂-ekvivalenter ved bruk av omregningsfaktorer. Dette er det viktig å ha oversikt over når en sammenligner resultater fra ulike utredninger. GWP₁₀₀ beregner effekt i et 100 årsperspektiv.

I rapporten Bardalen mfl. (2018) og utredninger mellom 2018-2021 var GWP₁₀₀ faktoren for oppvarmingspotensiale av lystgass 298, og for metan 25. I denne rapporten er det brukt faktorene **1 kg lystgass = 265 kg CO₂**, og **1 kg metan = 28 kg CO₂**. Disse faktorene ble første gang tatt i bruk ved rapportering av norske klimagassutslipp i 2023 (Miljødirektoratet 2023b) og er også brukt i rapporten Klimatiltak i Norge mot 2030 (Miljødirektoratet, 2023a) som vi har referert under flere av tiltakene.

Utslippsberegningene for nasjonal rapportering under Kyotoprotokollen krevde bruk av GWP-verdier fra IPCC Fourth Assessment Report (AR4). Under Paris-avtalen som starter rapportering fra statistikkåret 2021 gjelder [GWP-verdier \(PDF\)](#) fra IPCC Fifth Assessment Report (AR5), og derfor er faktorene endret.

Metodikken er basert på at det er en utslippsfaktor EF (emission faktor) som ganges med aktivitetsdata. Aktivitetsdata er f.eks. dyretall (type og antall) eller mengde nitrogengjødsel. Metodikkene kategoriseres i tre nivåer, såkalte Tier. En Tier 1-metodikk benytter seg av standard utslippfaktorer beskrevet i retningslinjene til IPCC. Dersom en har tilstrekkelig med nasjonale data, kan landene utvikle Tier 2-metodikk hvor en benytter seg av nasjonale eller regionale utslippsfaktorer. I en Tier 3-metodikk brukes målinger og/eller modeller i stedet for utslippsfaktorer. En Tier 3-metodikk åpner i større grad for å ta inn lokale forhold og effekter av ulike tiltak og forvaltningspraksiser.

I tiltaksanalyser sammenlignes effektene av å gjennomføre et tiltak på fremtidige utslipp med utviklingen i en referansebane. Referansebanen inneholder statistiske oversikter tilbake til 1990 over f.eks. produksjoner, areal, dyretall, husdyrgjødsel, og innsatsfaktorer som f.eks. mineralgjødsel. Referansebanen fremskriver utslippene fra sektoren framover i tid basert på prognoserte endringer i folketallet og vedtatt politikk og iverksatte tiltak. Referansene oppdateres normalt i forbindelse med utarbeidelsen av Nasjonalbudsjettet hvert annet år. Referansebanen som brukes i denne rapporten er den samme som «Nasjonalbudsjett referansebane NB23» beskrevet i Johnsen og Kirsanova (2022).

NIBIO har utviklet en klimagassmodell som kan brukes til å beregne klimaeffekt av ulike tiltak i jordbruket. Modellen beregner utslipp med de samme faktorer som er brukt i den nasjonale klimagassrapporteringen. I denne rapporten er modellen brukt til effektberegning av noen tiltak som er nærmere beskrevet i det enkelte delkapittlet. Klimagassmodellen beregner tiltak i forhold til referansebanen som brukes er den samme som for modellen «Nasjonalbudsjett referansebane NB23», beskrevet i Johnsen og Kirsanova (2022). Det er den samme som Miljødirektoratet har brukt i sine tiltaksanalyser (Miljødirektoratet, 2023 b).

Nedenfor gis det en kort oversikt over beregninger av de ulike klimagasser slik de brukes i det nasjonale klimaregnskapet. Mer detaljert beskrivelse av beregninger som er gjort for det enkelte tiltaket er gitt under omtale av de enkelte tiltakene i kapitlene senere i rapporten.

2.3.1 Lystgass

Ved beregning av lystgassutslipp fra gjødsling eller annen tilførsel av nitrogen (gjødsel N) brukes en standard Tier 1 utslippsfaktor (EF1, emissionfactor1) for direkte lystgassutslipp på 1 %. Det vil si at 1 % av all mengde med N-gjødsel blir beregnet som direkte lystgassutslipp (N₂O-N). På samme måte som for gjødsel, blir også 1 % av nitrogenet i planterester i korn og eng beregnet som direkte lystgassutslipp på det tidspunktet de blir pløyd ned.

I tillegg beregnes det også et standard indirekte lystgassstap for tilført N, fra nitrogen tapt til vann ved avrenning og fra NH₃ og NO₂ tapt til luft. N tapet ved avrenning regnes som 22 % av tilført mengde N, uansett gjødseltype, og det indirekte lystgassutslippet beregnes som 0,75 % av denne N-mengden.

NO₂ tapet til luft regnes som 0,4% av tilført mengde N, og er også lik for ulike gjødseltyper, mens for ammoniakk varierer tapet mellom ulike gjødseltyper. For dette N tapet til luft er det beregnet indirekte lystgassutslipp på 1%.

Ved beregning av CO₂-ekvivalenter per kg N₂O-N brukes vektforholdet av N i N₂O-molekyl samt en GWP₁₀₀ oppvarmingsfaktor på 265:

$$\frac{\text{kg CO}_2\text{-ekv.}}{\text{kg N}_2\text{O-N}} = \frac{44}{28} \left(\frac{\text{N}_2\text{O}}{\text{N}_2\text{O-N}} \right) * 265 \left(\frac{\text{varmeeffekt kg N}_2\text{O}}{\text{varmeeffekt kg CO}_2} \right)$$

I 2019 *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* er det foreslått å bruke ulike direkte utslippsfaktorer for lystgass som kommer fra tilført N i vått kontra tørt klima. For vått klima er det foreslått en utslippsfaktor for mineralgjødsel-N 1,6 %, og for andre N-kilder som f.eks. husdyrgjødsel og planterester er den foreslått til 0,6 %. For tørt klima er faktoren foreslått å være 0,5 uansett type N-kilde (Hergoualc'h mfl., 2019). Disse faktorer er *ikke* tatt i bruk i Norge. Vi har derfor heller ikke benyttet disse i beregninger i denne rapporten, men de er omtalt bl.a. under tiltak som drenering og bruk av belgvekster i eng, da det vil kunne få betydning for senere beregninger der gjødselbruk inngår, dersom de blir tatt i bruk.

2.3.2 CO₂-utslipp ved kalking

I utslippsregnskapet er det lagt til grunn at alt karbonet som er tilført gjennom kalk går tapt som CO₂, og utslippsfaktorene er basert på støkiometrien til kalkingsmiddelet. Standard utslippsfaktorer er 0,12

tonn CO₂-C/tonn kalkstein og 0,13 tonn CO₂-C/tonn dolomitt (Mdir, 2023b). Se kapittel 3.6 – Kalking for drøfting om disse emisjonsfaktorene, samt indirekte effekter av kalking som ikke inngår i klimaregnskapet, som effekter på avling, lystgass-utslipp og karbonlagring i jorda.

2.3.3 Metan fra husdyrgjødsel

Det organiske materialet i husdyrgjødsel kan bli omdannet til metan ved anaerob lagring (uten luft). I klimagassregnskapet blir metanutslippet estimert for ulike dyregrupper etter antall dyr, mengde tørrstoff i husdyrgjødsel, biogasspotensialet i gjødsel og metankonverteringsfaktoren.

Metankonverteringsfaktoren er avhengig av lagertype, lagringstid og klima. Opplysninger om lagring får man gjennom husdyrgjødselundersøkelsene. Utslippsregnskapet tar hensyn til om gjødsel blir behandlet i biogassanlegg (Mdir, 2023b).

2.3.4 Beregninger av tiltak som ikke inngår i klimagassregnskapet

For noen tiltak er det ikke godkjent beregningsmetodikk i klimagassregnskapet enda. Andre tiltak kan ha indirekte effekter på utslipp i klimagassregnskapet. I rapporten er det gjort vurderinger og beregninger basert på andre analyser og resultater fra forskning. Disse kan være beheftet med stor usikkerhet og er tatt med i vurdering av aktuelle eller lovende tiltak. For noen tiltak kan en mangle tilstrekkelige aktivitetsdata, mens for andre kan det være utilstrekkelig dokumentasjon av effekter eller utslippsfaktorer. Det gjelder tiltak som effekt av jordpakking, drenering, vekstskifter, beitebruk, fangvekster, m.m. Det er gitt beskrivelser under hvert tiltak om forutsetninger, beregninger og usikkerheter ved vurderinger for slike tiltak.

2.4 Sammenheng mellom klimatiltak, klimatilpasning, klimarisiko og matsikkerhet

Utredningen skal bidra til et oppdatert og utvidet kunnskapsgrunnlag for klimatiltak i jordbruket som både kutter utslipp, bidrar til økt selvforsyningsgrad og styrker robustheten til jordbruket. Klimatiltak vil bli vurdert i sammenheng med klimatilpasning, klimarisiko og matsikkerhet. Det vil også bli vurdert om tiltak for utslippsreduksjoner kan svekke muligheten for økt selvforsyning og forbedret matsikkerhet og det gis eksempler på dette.

Utredningen har mål om å etablere et rammeverk og skissere en metode for å kunne vurdere tiltak for utslippsreduksjoner i sammenheng med klimatilpasning og klimarisiko. Dette er utredet i delrapport 3 (Bardalen 2024).

3 Planteproduksjon

Dette kapitlet drøfter ulike tiltak for planteproduksjoner og arealbruk, særlig innenfor de dominerende produksjonene korn- og grovforproduksjon. Hovedfokuset er på tiltakets effekter på utslipp av lystgass (N₂O) som blir produsert av de mikrobielle prosessene denitrifikasjon, som reduserer nitrat og nitritt til NO, N₂O og til slutt N₂, og nitrifikasjon, som oksiderer ammonium eller organisk N til nitrat og nitritt. Det gis også generelle vurderinger av betydningen av tiltak som gjelder å optimalisere produksjonsforholdene generelt, uavhengig av produksjon – f.eks. bedre drenering og redusert jordpakking, samt bidrag til god jordhelse og jordkvalitet.

Det vurderes spesielt forhold rundt gjødsling, kalking, planterester og presisjonsjordbruk. Tiltak som reduserer utslipp fra husdyrgjødsel er selvsagt knyttet til planteproduksjon, men er likevel et så stort tema at det er skilt ut i et eget kapittel, kapittel 4. Muligheter for binding og lagring av karbon er vurdert i kapittel 5, men noen av tiltakene for karbonlagring er også drøftet i dette kapitlet da de kan ha betydning for lystgass-utslipp.

3.1 Optimalisere dyrkingsforhold

Å ta vare på dyrkingsgrunnlaget og optimalisere dyrkingsforholdene er viktig for å utnytte tilførte næringsstoffer til produksjon og avlinger og redusere risiko for tap til luft og med avrenning. Dette innebærer å optimalisere dyrkingsforholdene (andre tiltak enn gjødsling) gjennom bl.a. å ha god jordkvalitet, ha god dreneringstilstand, redusere risiko for jordpakking, redusere risiko for avrenning og tap med avrenning. Disse faktorer er vanskelig å effektberegne, men er et nødvendig grunnlag for å lykkes med klimatiltak og redusere risiko for tap. Vi vil gå nærmere inn på disse tiltakene nedenfor.

Ved forbedring av agronomisk praksis gjennom slike tiltak, kan det være mulig å øke avlingene. Ved samme gjødslingsnivå kan klimagassutslipp per kg avling da bli redusert. Utslipper per produsert enhet går også ned ved økt gjødsling hvis det samtidig oppnås større meravling. I klimagassregnskapet beregnes lystgassutslipp fra mengde tilført gjødsel (nitrogen) og det synliggjøres ikke direkte sammenhenger mellom gjødsling og oppnådde avlinger, selv om de indirekte vises i mengde forbrukt gjødsel.

Økte avlinger med samme innsatsfaktorer, gir også indirekte klimagevinst ved at en kan spare nydyrking areal (av myr og skog), som beregnes i arealbrukssektoren. Vi har ikke gjort slike beregninger i denne rapporten.

Klimatilpasning

Endringer i vær og klima, med endringer i temperatur og nedbørforhold har stor påvirkning på produksjonsmuligheter. Jordbruket må hele tiden tilpasse produksjonsmetoder, valg av plantemateriale og driftstiltak til forventede endringer. Noen endringer kommer over tid, mens ekstremvær er vanskelig å forutse, varsle og tilpasse seg til. Dårlig tilpasning eller ekstreme hendelser (flom, avrenning, tørke) kan føre til at produksjoner og avlinger slår feil og at tilførte næringsstoffer ikke blir utnyttet. Klimatilpasning er en forutsetning for gjennomføring av effektive tiltak og unngå mistilpasning. Så langt det er mulig kan man prøve å få oversikter over forventede endringer og utarbeide tilpasningsstrategier. Det inkluderer både utvikling av plantemateriale tilpasset fremtidige endringer, varsling av ulike skadegjørere, drenering og bedre kontroll med vann i landskapet, etablere god og robust jordstruktur (se også kapittel 5 og 9).

3.1.1 Jordpakking

Større og tyngre utstyr øker risiko for jordpakking ved kjøring på våt jord, noe som kan føre til avlingstap og klimagassutslipp. Ved bruk av modellen «Laglighet for jordarbeiding til vårkorn i Norge» (Riley 2017) ble det i Uhlen mfl. (2017) beregnet at en ved kjøring på ulaglig jord kunne få et

avlingstap på 15 % i korn avhengig av tidspunkt for kjøring og jordtype. Selv om en øker nitrogentilførselen ved jordpakking om våren, øker ikke avlingen, og nitrogenutnyttelsen reduseres (Njøs, 1981; Bechmann mfl., 2023).

Jordpakking kan øke ammoniakktapet fra husdyrgjødsel, som igjen fører til indirekte lystgassutslipp. Pakket jord kan redusere infiltrasjon, som igjen kan føre til økt avrenning. Mangel på luftporer i jorda kan også hindre mikrobielle prosesser som gjør ammonium og organisk N plantetilgjengelig (Rivedal mfl., 2020a). På den andre siden kan drenering gi raskere opptørking og dermed redusere risikoen for jordpakking.

3.1.1.1 Jordpakking og direkte lystgass-utslipp

Det mangler gode data om lystgassutslipp fra pakket jord i Norge for å kunne gjøre beregninger av effekter (se også 3.1.2). I tidligere utredninger er det brukt en utslippsfaktor for lystgass (av mengde tilført N) på 2 %, sammenlignet med 1 % uten jordpakking. En litteraturgjennomgang viser en varierende effekt av pakket jord på lystgassutslipp, med en økning på 1,5-3 ganger, og noen vesentlig mer (Pulido-Moncada mfl., 2022).

Lystgassutslipp fra pakket jord er avhengig av flere faktorer, der både fuktighetsforhold, tidspunkt for gjødsling og pakking virker inn. Ved langvarig oksygenmangel (veldig våt jord) kan denitrifikasjon omdanne mye av tilført N til ufarlig N₂, mens vekslinger mellom våte og tørre perioder kan føre til episoder (pulser) av lystgassutslipp. Et feltforsøk i Surnadal (nedbørsrik kommune i Møre og Romsdal) på 1990-tallet viste at jordpakking økte lystgassutslippet med 44% på ugjødslede ruter og 170% ved gjødsling (Sitaula mfl., 2000). Et feltforsøk på graseng i Fureneset (nedbørsrik bygd i Sogn og Fjordane) viste at på pakket jord ble lystgassutslippet nesten doblet fra 17 til 33 g N₂O-N/daa samlet for 35 dager. Samme forsøk gjort et annet år viste en økning på 28 %, fra 43 til 55 g N₂O-N/daa over 27 dager etter tilførsel av mineralgjødsel etter 1. slått. Dersom man kun tilførte gylle om våren og ingen mineralgjødsel etter 1. slått, viste forsøket at man ikke fikk økte lystgassutslipp ved jordpakking (Rivedal mfl., 2020a). Lystgassutslipp fra kløverrik eng (se kapittel 3.4.1) blir enda høyere ved pakket jord.

Resultatene beskrevet over tyder på at jordpakking i kombinasjon med nitrat i mineralgjødsel øker risikoen for lystgassutslipp, mens ammonium i f.eks. husdyrgjødsel kan føre til ammoniakktap ved jordpakking og redusert innhold av luftporer. Dersom det er kløver tilstede i eng øker faren for lystgassutslipp ved pakket jord både om vinteren og våren (Rivedal mfl., 2020a).

3.1.1.2 Jordpakkings tiltak

Det er vanskelig å utbedre skader på pakket jord, og det beste tiltaket er å forebygge og unngå jordpakking. «Terranimo» (<https://www.terranimo.dk/>) er et hjelpemiddel (kalkulator) som kan brukes til å vurdere risiko for jordpakking ved ulike typer maskiner (traktor og maskiner), dekkutrusning (størrelser og lufttrykk), maskinlast og ulike fuktighetsforhold for ulike jordtyper (sandjord, silt og leire). Riley (2017) har også laget en modell, i form av et beregningsprogram for «Laglighet for jordarbeiding til vårkorn i Norge». Kort oversikt over aktuelle tiltak for å redusere jordpakking finnes i Seehusen & Mordhorst (2022). Tidspunkt for kjøring i forhold til laglighet, jordfuktighet, maskintyngde, hjulutrustning, dekktrykk, unngå pakking ved spredning av husdyrgjødsel og ved innhøsting samt valg av kjøremønster, spesielt på vendeteiger er noen sentrale grep. Utvikling av god jordstruktur (organisk innhold, aggregater) og god drenering er med å redusere risiko for jordpakking.

I prosjekt Optikorn (Seehusen & Mordhorst, 2022) ble det testet mekanisk jordløsning, både med og uten kombinert biologisk jordløsning av planterøtter. Best effekt ble oppnådd ved en kombinasjon av mekaniske og biologiske metoder. Utstyr med mindre tindeavstand ga bedre mulighet for etterfølgende rotvekst for å kunne løsne jorda. Effektene på jordstruktur var kortvarige, og jordløsnende planter som raigras eller sikori konkurrerer med kornveksten og kan gi redusert avling i

tiltaksåret. Det er mulig at en ved en lengre forsøksperiode kunne vise mer positive resultater over tid (Seehusen & Mordhorst, 2022).

Det nye overvåkingsprogrammet JordVAAK skal også overvåke jordpakking i Norge og kan bidra til dokumentasjon på fremtidige endringer (Svendgård-Stokke mfl., 2021).

3.1.2 Drenering

Drenering er angitt som et indirekte tiltak (TBU jordbruk, 2019) og inngår ikke i Klimagassregnskapet. Dreneringstilstanden på et areal påvirker avlingsnivå og utnyttelse av tilført gjødsel og dermed utslippsberegning av lystgass.

Drenering er nødvendig for å optimalisere dyrkings- og produksjonsforhold og kan gi:

- Raskere opptørring etter vinteren, tidligere våronn og raskere opptørring etter nedbørsepisoder
- Raskere opptørring kan redusere risiko for jordpakking, jf. 3.1.1
- Optimalisering av dyrkingsforhold kan gi bedre utnyttelse av tilført gjødsel, og dermed større avling og mindre risiko for tap til luft (lystgass) og med avrenning.

Rivedal og Aune (2019) har vurdert mulighetene for bedre metodikk for estimering av lystgass-utslipp fra dyrket mark brukt i nasjonal rapportering. Det ble gjort en gjennomgang blant et utvalg av land om de hadde utviklet metodikk for nasjonale/regionale utslippskoeffisienter og hva som måtte til om dette skulle vurderes for Norge. Rapporten dokumenterer at få land har slik metodikk og at det kreves omfattende dokumentasjon for å utvikle det. Det brukes derfor en standard Tier 1 utslippsfaktor og nasjonale aktivitetsdata. Rapporten anbefaler at i arbeidet med å gå fra Tier 1 til Tier 2 metodikk kunne det utvikles en modell som kan differensiere mellom mineral gjødsel og organisk gjødsel, mellom eng og korn og mellom organisk jord og mineraljord. En modell som kunne ta hensyn til nedbør og jordforhold, inkludert drenering, ble vurdert å være lite realistisk ut fra ressurser som kreves for å skaffe aktivitetsdata og utslippsfaktorer. Det er derfor ikke noen pågående arbeid med metodikk utvikling for inkludering av drenering.

Det er likevel gjort teoretisk beregning for Klimakur 2030 (Mdir 2020) av redusert lystgass-utslipp etter dreneringstiltak med antagelse at gjødslingsnivå *ikke* endres, som vi oppdaterer her (se «Oppdatert dreneringsberegning for dreneringstiltak»). I denne utredningen har vi ikke gjort noen anslag eller beregninger på endret gjødsling som følge av ny drenering. I en tidligere rapport for Klimakur 2020 (Klif 2010) ble det gjort anslag på redusert N-gjødsling ved drenering, men dette var usikre anslag og metodikken er ikke videreført.

3.1.2.1 Drenering og effekter på avling og gjødsling

Drenering kan optimalisere dyrkingsforholdene slik at mer av tilført gjødsel utnyttes til avling og dermed kan gi mindre risiko for tap (til luft og med avrenning). Dersom en ikke endrer gjødsling vil dermed drenering kunne gi økt avling, bedre nitrogeneffektivitet og mindre beregnet klimagassutslipp per avling. Det mangler dessverre gode forskningsdata om effekt av drenering på avling, gjødslingsstrategi og klimagassutslipp.

I Optikorn-prosjektet er det imidlertid gjennomført to spørreundersøkelser om endret avling etter ny drenering. Hauge mfl. (2020a) rapporterte fra en spørreundersøkelse blant kornbønder i Vestfold og Østlandet om en avlingsøkning på 85 kg/daa eller 17 %, som ga en økt produksjonsverdi på kr 242/daa. Dreneringstiltak ble vurdert å være lønnsomme på kornareal hvis avlingsøkningen var over 15 %, og for eng ved avlingsøkning over 20 % (Hauge mfl., 2020b). Berger og Haukås (2022) rapporterte fra en tilsvarende spørreundersøkelse blant kornbønder på Østlandet og Trøndelag om en avlingsøkning på 20-26 %.

For å kunne beregne effekt på utslipp av klimagasser må en også ha dokumentasjon om gjødsling er endret etter drenering. Dette er relevant fordi lystgass beregnes ut fra tilført mengde nitrogen. I de to nevnte spørreundersøkelsene ble bøndene ikke spurt om gjødsling. Tabell 3.1 viser tre ulike alternativ for avling, gjødsling og beregnet klimagassutslipp.

Tabell 3.1. Effekt av ulik gjødsling etter ny drenering på avlingsnivå og lystgassutslipp

Tilført N- gjødsel etter drenering	Effekt på avlingsnivå	Effekt i klimagassregnskapet
Alt.1 Samme N-gjødsling	Økt avling og Økt N-effektivitet	Ingen endring i N gjødsling- uendret beregnet lystgassutslipp
Alt 2. Redusert (spart) N-gjødsling	Samme avlingsnivå som før drenering	Redusert beregnet lystgassutslipp
Alt.3. Økt nitrogengjødsling	Økt avlingsnivå (mer enn alt 1.)	Økt beregnet lystgassutslipp

Alternativ 1. Det gjødsles med samme mengde av nitrogen som før drenering, men fordi avlingen øker gir dette mindre tilførsel av N/kg avling og mindre utslipp/kg avling. Når N- gjødslingen ikke endres, blir beregningen av lystgassutslipp i klimagassregnskapet uendret.

Alternativ 2. Det vurderes at forbedret drenering gir mer optimale vekstvilkår og at en **reduisert N-gjødsling** kan gi samme avling som før drenering. Det tilføres mindre N/kg produsert avling – men en opprettholder samme avlingsnivå som før drenering. Et redusert forbruk av N- gjødsel vil føre til redusert beregnet lystgassutslipp i klimagassregnskapet.

Alternativ 3. Det vurderes at forbedret drenering gir grunnlag for gode vekstvilkår og en forventer økte avlinger- og **øker N- gjødsling** i forhold til da arealet var dårlig drenert. Det gjødsles til en forventet høyere avling og i klimagassregnskapet vil økt N-gjødsling gi økte utslipp av lystgass. En økning i N-gjødsling som samtidig fører til høyere avling kan gi samme nitrogener effektivitet som før drenering, men beregnet lystgassutslipp i klimagassregnskapet øker. En økning i nitrogengjødsling kan også gi større risiko for tap av nitrogen med avrenning, som må tas med i en totalvurdering.

Det foreligger ikke tilstrekkelig informasjon om gjødslingspraksis etter ny drenering. Ideelt sett skulle en ved dårlig drenering tilpasse nitrogengjødsling til forventet lavere avling. Etter ny drenering anbefales det å følge gjødselanbefalingene som ved forventet høyere avling, vil gi anbefaling om økt nitrogengjødsling.

En økning i avlingsnivå etter drenering kan også vurderes i forhold til at en avlingsøkning kan spare areal for oppdyrking, og dermed spare utslipp av klimagasser fra arealbruksendring og nydyrking.

Dersom en etter drenering kan oppnå 20 % avlingsøkning, så kan det illustreres med spart mengde nitrogengjødsel eller spart areal fra oppdyrking. NIBIO Gjødslingshåndbok gir oversikter over anbefalte gjødselmengder til vekster ved forventet avlingsnivå. For vårhvete til førkorn er gjødslingsnormen for forventet avling på 500 kg 11,1 kgN, mens den for mathvete er 12,5 kg. Dersom vi antar at det pga ikke optimale dyrkingsforhold forventes 450 kg vil anbefalt gjødsling være mellom 10,3 - 11,5 kg nitrogen/daa. Dersom avlingen øker 20 % (fra 450 til 540 kg) uten endret gjødsling, så vil det tilsvare ekstra nitrogenmengde mellom 1,6-2 kg/daa, eller avling fra et areal på 0,2 daa ekstra.

3.1.2.2 Drenering og direkte lystgass-utslipp

Lystgassutslipp forekommer ofte i episoder med nedbør like etter gjødsling (Hansen mfl., 2014). Dersom dreneringstiltak kan redusere perioden jorda er våt vil det kunne redusere utslippa av lystgass.

Det har blitt gjennomført noen norske forsøk som har undersøkt effekten av dreneringstilstand på utslipp av lystgass. I eng på Tingvoll i Møre og Romsdal fant Hansen mfl. (2013) at lystgassutslippet økte med høyere gjennomsnittlig grunnvannstand på arealet. Forsøk i korn på Ås viste også høyere lystgassutslipp fra dårlig enn fra godt drenert jord. Ved svært dårlig drenering ble det likevel mindre lystgass tap fordi nitrogenet mest trolig ble tapt som N₂ gass (Tesfai mfl., 2015). Disse målingene ble ikke gjennomført som helårsmålinger.

I Askvoll i Vestland ble effekten av ulik grøfteavstand på bl.a. utslipp av lystgass og metan undersøkt i eng gjennom 2,5 år. Det var større avrenning, raskere senking av grunnvannet etter nedbør og større avling ved 6 meters grøfteavstand enn ved 12 m. Siden jorda på feltet var finkornet, med en liten andel drenerende porer, var det liten forskjell i vanninnholdet i perioder med mye regn. Når jorda var våt ved gjødsling ble det dermed liten forskjell i lystgassutslipp mellom de to grøfteintensitetene. Et litt høyere moldinnhold på 6 m grøfteavstand enn på 12 m, førte trolig til høyere lystgassutslipp utenom gjødslingsperiodene. Det er også mulig at det var større fullstendig denitrifikasjon med utslipp av N₂ ved 12 m grøfteavstand enn ved 6 m. Totalt førte dette til at utslippsfaktoren for tilført N-gjødsel ble beregnet til 1,1% for 6 m og 0,8% for 12 m grøfteavstand. Ved 12 m grøfteavstand var det utslipp av metan, mens det på 6 m var et lite opptak. Dette, i tillegg til høyere engavling ved 6 m grøfteavstand, gjorde at totale utslipp per tonn avling var nokså likt mellom de to grøfteintensitetene (Hansen, Dörsch mfl. 2020; Hansen mfl. under publisering).

Manuelle målinger av lystgassutslipp er krevende siden utslippet kan variere mye over korte avstander innenfor et jordbruksareal, men også over korte tidsperioder. Forsøka som er utført i Norge gir oss ikke god nok dokumentasjon på at utslippsfaktoren for lystgass kan differensieres mellom areal med ulik dreneringstilstand. Det har likevel blitt gjort i tidligere utredninger der det er brukt en utslippsfaktor for lystgassutslipp på 2 % av tilført mengde N på dårlig drenert jord og 1 % på godt drenert jord (Bardalen mfl., 2018; Hauge mfl., 2020b). Dokumentasjon og begrunnelse for disse vurderinger er gitt i Hauge mfl. (2020b).

3.1.2.3 Størrelse på dårlig drenert areal

Det foreligger ikke god dokumentasjon av areal som er dårlig drenert. Beregningen fra Hauge mfl. (2020b) som ble brukt i Klimakur 2030 (Miljødirektoratet 2020) tar utgangspunkt i at det ved Landbrukstellinga 2010 ble oppgitt at det på landsbasis var ca. 8% av jordbruksarealet, eller 812 109 daa, som var definert som dårlig drenert. Dette kan være *underestimert*, som kommentert i Bardalen mfl. (2018) og Hillestad (2019). Terskelen for å definere eng som dårlig drenert kan være litt høyere enn for korn, fordi gras bedre tåler våt tilstand og er mer fleksibel med høsttidspunkt (Bardalen mfl., 2018; Hauge mfl., 2020b). Hillestad har ut fra spørreundersøkelser vurdert at 12-15 % av kornarealet på Østlandet kan ha behov for drenering. Ifølge en nyhetsartikkel fra SSB er det anslått at mer enn 50% av jordbruksarealet har «behov for dreneringstiltak», noe som delvis skyldes økt nedbør (Bjørlo, 2023).

I 2013 ble det innført tilskudd til drenering, og i 2017 ble tilskuddet økt fra maksimalt 1 000 til 2 000 kr/daa og videre til 4000 kr/daa ved jordbruksoppjøret fra 2023. Fra søknader om tilskudd til ny drenering av tidligere drenert areal har en statistikk over utviklingen. I perioden 2013-2022 ble 382 936 dekar systematisk grøftet, profilert eller omgravd (LDir, 2023b). Dersom en tar utgangspunkt i at det var 812 109 daa dårlig drenert areal i 2010, kan det antas at det i 2023 fortsatt var 429 173 dekar som var dårlig drenert. Dersom en forutsetter fordeling på fulldyrket areal på 39% korn og resten eng (Hauge mfl., 2020b), er det 167 377 daa dårlig drenert korn og 261 796 daa dårlig drenert fulldyrket eng. Dette er en oppdatering fra det estimerte arealet på 640 000 daa med dårlig drenert areal (230 000 korn og 410 000 eng) per 2017 som ble brukt i tidligere utredninger (Bardalen mfl., 2018; Hauge mfl., 2020b). Det er ikke gjort vurderinger av dreneringsbehov ved endringer i klima med endringer i nedbørsmønster. Det er heller ikke gjort vurderinger i forhold til mulig fremtidig økt dyrking av grønnsaker – som kan øke dreneringsbehovet.

3.1.2.4 Tidligere beregning for dreneringstiltak

For Klimakur 2030 ble det beregnet effekt av å drenere gjenstående areal som var vurdert som dårlig drenert (Hauge mfl., 2020b). Det ble brukt oppvarmingsfaktor for lystgass med 1 kg N₂O = 298 CO₂-ekv., mens faktoren nå er 265 CO₂-ekv. I beregningene ble det antatt at *gjødselmengde ikke endres* etter utført dreneringstiltak, men at direkte lystgass-utslipp reduseres fra 2% (av gjødsel N) i dårlig drenert jord til 1% etter utført dreneringstiltak.

I Hauge mfl. (2020b) ble det brukt henholdsvis 12,4 og 17,7 kg N/daa til korn og eng, fra SSB Gjødseleksundersøkelsen 2013 (Gundersen og Heldal, 2015).

Hauge mfl. (2020b) antok at 640 000 daa fortsatt var dårlig drenert (status ved fratrekk av dreneringsstatistikk i årene fra 2010 tellinga t.o.m. 2016). Det beregnet dreneringstiltak i perioden 2021-2030 med 64 000 daa/år. Levetid for grøftene ble satt til 30 år slik at tiltaket har betydning også langt fremover i tid, men de har også beregnet en avtagende effekt over tid. Summert effekt for perioden 2021- 2030 ble beregnet for Klimakur 2030 til 245 000 tonn CO₂-ekv. Ved justering av oppvarmingsfaktor for lystgass fra 298 tonn CO₂-ekv. til 265 tonn CO₂-ekv. blir kumulativ sparte utslipp totalt 217 000 tonn CO₂-ekv.

3.1.2.5 Oppdatert beregning for dreneringstiltak

Det foreligger oppdatert statistikk på tilskudd til dreneringstiltak til 2022. Dersom en tar utgangspunkt i oversikten fra 2010 med 812 109 daa dårlig drenert areal gjenstår det per 2023 429 173 daa, derav 39% korn som antatt i Hauge mfl. (2020b). I oppdatert beregning benytter vi statistikk på faktisk drenert areal i 2021-2022 (Landbruksdirektoratet 2023b), og antar at de gjenstående 429 173 daa blir drenert fra 2023-2030, dvs. 53 647 daa/år (Tabell 3.2). Basert på oppdatert SSB Gjødseleksundersøkelsen fra 2018 (Kolle og Oguz-Alper 2020) er det nå tilført i gjennomsnitt 12,8 kg N/daa til kornareal, og 18,3 kg N/daa til fulldyrket eng. Det brukes oppvarmingsfaktor på 265 CO₂-ekv. for omregning fra lystgass, samt antagelse at direkte lystgass-utslipp reduseres fra 2% i dårlig drenert jord til 1% etter utført dreneringstiltak. Summert utgjør dette totalt 165 000 tonn CO₂-ekv. for perioden 2021-2030 (Tabell 3.2).

Tabell 3.2. Beregnet mill. tonn CO₂-ekv. spart ved dreneringstiltak, ved bruk av oppdaterte drenerings- og gjødslingsstatistikk, og oppdatert oppvarmingsfaktor for lystgass: 1 kg N₂O = 265 CO₂-ekv. Basert på Hauge mfl. (2020b).

	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
Dreneringstiltak eksisterende dårlig drenert jord, daa	26592*	28365*	53647	53647	53647	53647	53647	53647	53647	53647
Utslippsreduksjon (Tonn CO₂-ekv.)	1789*	3697*	7306	10915	14524	18133	21742	25351	28960	32569

* Statistiske data over drenert areal (med tilskudd)

Forskjellen fra beregninger til Klimakur 2030 (Mdir 2020, Hauge mfl. 2020b) skyldes bl.a. oppdatert gjødsling- og dreneringsstatistikk og oppvarmingsfaktor for lystgass. Arealgrunnlaget i Hauge mfl. (2020b) inkluderte data over drenert areal til og med 2016 og ikke faktisk drenert i 2017-2020. De antok i analysen drenering av 65 000 daa/ år fra 2021, mens vi har benyttet statistiske data over faktisk drenert areal til og med 2022 og deretter 53 647 daa/år som er resten av anslått arealbehov fordelt likt på årene. Vi har ikke beregnet en avtagende dreneringseffekt for tiårsperioden slik det ble gjort i Hauge mfl. (2020b) som også beregnet effekt i hele tiltakets levetid (30 år). Dette var i henhold til metodikken som ble brukt for Klimakur 2023 (Mdir 2020). Vi har heller ikke tatt med utslippsbesparelse fra tiltak utført før 2021 som fortsatt har effekt i 2021-2030. Dette er usikre anslag og gir ikke grunnlag for direkte effektberegning.

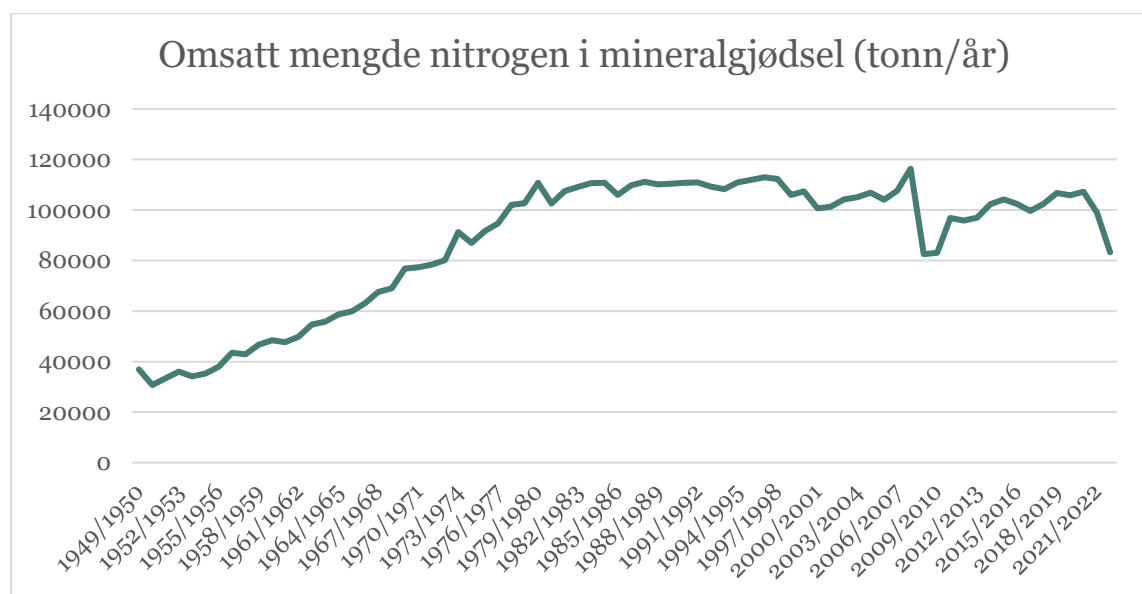
Det er verdt å merke at beregningene frem til 2030 er basert på drenering av om lag 53 000 daa år som er nær en dobling av dagens dreneringsomfang, men mindre enn forutsatt i Klimakur 2030 (Mdir, 2020).

I disse beregninger er det ikke vurdert dreneringsbehov tilpasset endringer i nedbør som kan bli viktigere fremover ved tilpasning til endringer i klima (kapittel 9). Det er heller ikke gjort noen ny vurdering og arealoversikter over areal som er dårlig drenert. Dette er antagelig *underestimert*. Det er heller ikke gjort vurderinger i forhold til mulig fremtidig økt dyrking av grønnsaker – som kan øke dreneringsbehovet. Som angitt i kap 3.1.2 inngår ikke drenering i klimagassregnskapet og vi mangler

forskning og dokumentasjon med helårsmålinger av effekt av drenering på lystgass. De beregninger som her er gitt er derfor beheftet med stor usikkerhet. De er mest relevant for oppdatering og utvikling av areal med dårlig og forbedret drenering. Samtidig forventes en positiv effekt av drenering og da er det valgt å benytte samme metodikk som tidligere (selv om ikke godkjent). Det forventes resultater fra forskning fremover og det er også aktuelt med oppfølging av endringer i gjødslingspraksis etter drenering.

3.2 Gjødseltiltak

Gjødsling (N-tilførsel) er et tiltak som det direkte kan beregnes effekt av i klimagassregnskapet. Det er bare den totale mengden av nitrogen som inngår i lystgassberegningene, og ikke effekten på avlingene og nitrogeneffektiviteten for hver produksjon. Slike forhold krever andre oversikter og analyser. Når man skal vurdere muligheter for å redusere nitrogenforbruket, er flere tiltak og gjødslingsstrategier aktuelle. Noen slike tiltak er vurdert i dette kapittel, mens husdyrgjødseltiltak er vurdert i kapittel 4. Figur 3.1 viser historiske tall for omsatt mengde nitrogen i mineralgjødning frem til 2022/2023.



Figur 3.1. Omsatt mengde nitrogen i mineralgjødning (tonn/år) til jordbruksformål (Mattilsynet 2023).

Effekter av mange agronomiske tiltak vil man bare kunne se igjen i utslippsregnskapet i form av redusert bruk av N-gjødsel. Det er i tidligere utredninger antatt at en 10% reduksjon i gjødslingsnivået ikke ville føre til reduserte avlinger (Hohle mfl., 2016). Dette kan sikkert diskuteres og det er viktig at en gjødslingsreduksjon ikke går ut over avlingsnivået. Direkte og indirekte utslipp fra bruk av mineralgjødning-N ble i 2021 kalkulert til rundt 529 000 tonn CO₂-ekvivalenter. Vi har gjort en beregning ved bruk av NIBIO sin klimagassmodell for å vise hvor mye 10% reduksjon i tilført mengde mineralgjødning-N betyr for klimagassutslippa. I referansebanen (se kapittel 2.3) er det estimert et forbruk av mineralgjødning-N fremover utifra produksjonsomfang osv. 10% reduksjon i mineralgjødning-N vil medføre en reduksjon i lystgassutslipp på 53-59 000 CO₂-ekv./år i åra frem til 2030 (Tabell 3.3).

Tabell 3.3. Reduksjon i lystgassutslipp (tonn CO₂-ekv./år) ved 10% reduksjon i tilført mineralgjødning-N i forhold til referansebane i årene 2022 til 2030 estimert ved hjelp av NIBIO sin Klimagassmodell.

	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030
Referansebane, tonn N₂O fra mineralgjødning	1998	1996	2147	2154	2166	2178	2192	2203	2219	2228
% Reduksjon ift. årets referansebane	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%	-10%
Utslppsreduksjon (Tonn CO₂-ekv.)	52947	52897	56896	57085	57403	57723	58088	58387	58793	59055

I beregningen over er det ikke vurdert behovet for eventuell økt nasjonal produksjon (reduisert import) som også kan gi behov for økt gjødsling. Gjødselbruk er avhengig av nivå på nasjonal produksjon (import andel) men også omfang av ulike produksjoner og effektivitet av disse. Grønnsaker har et annet behov for gjødsling enn vårkorn, som igjen har andre krav enn høstkorn og eng. Beregningen over viser den potensielle effekten i det nasjonale klimagassregnskapet av en generell 10 % reduksjon i mineralgjødning N. Det er ikke analysert effektene for ulike produksjoner, det er kun forutsatt 10 % reduksjon i total mineralgjødselbruk. Dette er for sammelingning med nivå av effekter for andre tiltak. Endringer i bruk av mineralgjødning har en direkte effekt i klimagassregnskapet.

3.3 Planterester – lystgassutslipp og karbon i jord

Nedenfor beskrives utviklingen i forskningen og kunnskapsstatus om effektene av planterester på karbonlagring i jord og lystgassutslipp. Det er ikke gjort konkrete beregninger av endringer i klimautslipp som følge av tiltak rundt behandling av planterester.

Karbonlagring i jord (kapittel 5) er en nettoeffekt av tilførsel av organisk materiale, fotosyntese, avling og nedbryting (både av nåværende planterester og tidligere lagret organisk materiale i jord). Det må sees i sammenheng med lystgass-utslipp både på kort og lang sikt. Uten å ta med lystgasseffekten kan man overvurdere klimaeffekten av økt karbonlagring i jord. Det kan generelt være en netto klimagevinst, spesielt hvis man reduserer tilført mineralgjødning i henhold til evt. N dannet fra N-fiksering (Guenet mfl., 2021).

I klimagassregnskapet beregnes det et direkte lystgassutslipp på 1 % av nitrogenet fra nedpløyde planterester (De Klein mfl., 2006). Dette bør, ifølge Olesen mfl. (2023), heller være tilpasset de ulike planterestenes egenskaper som C:N forhold og nedbrytbarhet. Det pekes videre på at det bør vurderes kritiske perioder og prosesser i sesonger som kan være spesielt utsatte for lystgass-utslipp, slik som pløying, frysing-tining, gjødsling, og etter høsting. Norge er spesielt utsatt for lystgass-utslipp ved frysing-tining utenom vekstsesongen, og spesielt ved N-rike planterester som kløver.

Gjennomgangen viser at det er behov for mer kunnskap om klimaeffekter og utvikling av beregningsmetodikk for bl.a. ulike vekster, restavling og fangvekster. Videre trengs det helhetlige vurderinger som ser på økonomi og avling under norske forhold. Framtidige utredninger bør vurdere alle disse faktorer samtidig.

Det pågående prosjektet CAPTURE vil bidra med kunnskap om karbonlagring og lystgassutslipp ved bruk av fangvekster (se kapittel 3.5.5) under norske forhold. CAPTURE inkluderer et feltforsøk på Ås der det måles jordkarbon og klimagassutslipp ved forskjellige fangvekst- og gjødslingsregimer. Prosjektet varer ut 2025, og forsøket på Ås er tilknyttet en pågående doktorgrad.

3.3.1 Planterester – egenskaper og håndtering

I denne seksjonen drøftes det primært håndtering av de planterestene som har vokst på jordoverflaten. Røtter bidrar også til karbonlagring og lystgassutslipp, og blir beskrevet nærmere i 3.4.1 belgvekster i eng.

Planterester som ligger igjen på jordet etter høsting eller som pløyes ned i jorda, er en kilde til utslipp av lystgass. Det er imidlertid kun planterester som pløyes ned som inngår i beregningene i det nasjonale klimagassregnskapet. Abalos, Recous, mfl. (2022) peker på at fjerning av planterester reduserer lystgass-utslipp, men at man da taper en ressurs som kan bidra til karbonlagring, forbedre jordstruktur, økt avling og andre økosystemtjenester.

Planterester danner mer lystgass om de har et høyt innhold av vannløselig karbon og fiber, lavt innhold av lignocellulose, og et lavt C:N forhold. Dette gjelder grønnsaker, eng, og fangvekster, og blir ofte kalt «umodne» planterester (Abalos, Rittl, mfl., 2022). I tillegg brytes disse raskt ned; for eksempel kløvereng som er slått og blir liggende igjen på jordoverflaten som grønn gjødsel danner mye CO₂ som tapes til luft og bidrar lite til jordkarbon (Riley mfl., 2022). Derimot kan organisk N fra kløver, i blanding med gras, oppnå mer optimalt C:N forhold for lagring av jordkarbon. En slik blanding kan ha en bedre jordkarbonlagringseffekt enn å tilsette mineral N til kornåker eller ren graseng (Jensen mfl., 2012).

«Modne» planterester, som halm fra kornproduksjon, har motsatte egenskaper og fører til mindre lystgass-utslipp ved nedbryting (Abalos, Rittl, mfl., 2022). Et framtidig tiltak kunne være å pløye inn «modne» rester med høyt C:N forhold (>30) i feltet og bruke «umodne» rester med lavt C:N forhold til andre formål som husdyrfôr eller som råstoff til biokull- eller biogassproduksjon (Abalos, Recous, mfl., 2022). Videre kan bruk av fangvekster gi mulighet for å tilpasse planterester med et C:N forhold ved vekstslutt som minimerer lystgass-utslipp (Abalos, Recous, mfl., 2022).

Nyere forskning tyder på at dersom halm blir tilbakeført til jorda i samme forhold (lik mengde) som opprinnelig mengde av halm, gir dette samme effekt på jordkarbonlagring, enten den er brukt til fôr, biogassproduksjon, eller kompost (Seehusen mfl. 2023, kap 6). Et fremtidig tiltak kunne være å redusere N-innhold i «umodne» planterester gjennom biogassproduksjon, og tilbakeføre materiale til jorda (Abalos, Recous, mfl., 2022). På samme måte kan andre tiltak være å tilføre C-rike materialer som halm til umodne planterester, eller bruke kjemisk nitrifikasjonshemming for å forsinke omdanning av nedbrutt NH₄⁺ til NO₃⁻ (Abalos, Recous, mfl., 2022). Nitrifikasjonshemming omtales nærmere i kapittel 3.8.2.

Det å pløye inn planterester når jorda er tørr i stedet for våt kan bevare god jordstruktur, og redusere anaerobe mikrolommer i jord som danner lystgass. Samtidig, dersom jorda er veldig våt, kan dyp pløying av planterester gi et lavt oksygen miljø som favoriserer full denitrifikasjon til N₂, som fører til mindre lystgass-utslipp (Abalos, Recous, mfl., 2022). Det er imidlertid uklart hva totaleffekten av å pløye inn planterester under norske forhold er på jordkarbon, klimagassutslipp og avling (Seehusen mfl. 2023 kap 6; Abalos, Recous, mfl., 2022).

3.3.2 Planterester – jordtyper og klimatiltak

Ulike klimatiltak kan ha ulik effekt på ulike jordtyper, det gjelder også for planterester. Det mangler god dokumentasjon av dette for norske forhold. Generelt tyder resultatene på at å blande inn lett nedbrytbare planterester har større effekt på lagring av jordkarbon i mer finkornet jord (leirholdig) enn på mer grovkornet jord (sandholdig). Det finnes likevel gode agronomiske grunner for å øke organisk innhold i grovkornet jord. Det forskes på lovende tiltak, som tilføring av mindre nedbrytbare materialer med høy kationbyttekapasitet (CEC) i form av leirmaterialer eller biokull. Disse tiltakene kan muligens bygge opp jordkarbon i grovkornet jord uten like store lystgass-utslipp som fra lett-

nedbrytbare planterester. Det mangler kunnskapsgrunnlag til å gjøre beregninger for spesifikke jordtyper.

Leirpartikler, som har høy kationbyttekapasitet (CEC), beskytter organisk materiale til en viss grad fra å bli brutt ned, noe som kan forlenge tiden plantematerialet er i jorda før det gir gjødslingseffekt (Frøseth mfl., 2014). Dette gir leirjord større kapasitet for karbonlagring enn i sandjord (Abalos mfl., 2020). Høy kationbyttekapasitet gir også lavere ammoniakktap (Xia mfl., 2018). Leirjord har derimot generelt høyere utslippsfaktor for lystgass enn sandjord (Chen mfl., 2013; Guenet mfl., 2021). Et alternativ til å la planterestene ligge igjen på jordoverflaten er å pløye de ned jorda. Dette kan redusere lystgassutslipp i leirjord ved å flytte nedbrytningen dypere ned i jorda der det er lite O₂-diffusjon, et forhold som favoriserer fullt denitrifikasjon til N₂ (Xia mfl., 2018). Ved beregninger til klimagassregnskapet regnes det lystgassutslipp fra nedpløyde planterester, men ikke om de ligger på overflaten.

Sandjord utgjør 10-15% av jordbruksarealet i Norges kornområder og opptil 30% av grønnsaksarealet som har vatning (O'Toole mfl., 2018). I sandjord er innblanding av planterester imidlertid ikke et godt tiltak for å øke jordkarbon eller minske lystgass-utslipp fordi nedbrytningen skjer raskere enn i leirjord og med god tilgang til luft (Abalos, Recous, mfl., 2022). En litteraturgjennomgang fra USA viste ingen endring i lystgass-utslipp ved inkorporering av planterester i sandjord (Chen mfl., 2013).

Selv om det er vanskeligere å øke karboninnholdet i sandjord, gir økt karboninnhold bedre muligheter for å lagre vann- og næringstoffer (Uhlen mfl., 2017, kapittel 9). Kortsiktig kan tiltak for å øke CEC i jord, som kan forbedre evnen til å holde på næringstoffer, ha best effekt i jord med lavt innhold av leire og organisk materiale (Rasse mfl., 2022). Det er oppnådd gode resultater for å øke nitrogeneffektiviteten ved å tilsette leirmateriale sammen med biokull, der begge materialene har høy CEC (O'Toole mfl., 2022).

Mens tilføring av biokull sekvestrerer karbon uansett hvilken jordtype den tilsettes, så kan biokull på sandjord gi flere gode tilleggseffekter, som å øke evnen til å holde på vann og lagre næringsstoffer og dermed øke avlingen (Ahmed mfl., 2018, O'Toole mfl., 2022). På den andre siden, ble det i et 4-årig forsøk på Ås med tilføring av biokull på en jord med 27 % leire, 43% silt, og 30% sand funnet bare liten tilleggseffekt på jordfysiske forhold, jordbiologi eller avling (O'Toole mfl., 2018). Mens planterester, husdyrgjødsel og andre organiske materialer bidro til lystgassutslipp fra sandjord så førte ikke tilført biokull til økte lystgassutslipp på en sandjord i Danmark (Thers mfl., 2020).

3.4 Tiltak i eng

3.4.1 Belgvekster i eng – biologisk N-fiksering og lystgassutslipp

Ved bruk av belgvekster i grasblandinger kan en redusere tilførsel av nitrogen fra mineralgjødsel og dermed beregnet lystgassutslipp. I klimagassregnskapet blir det ikke regnet med lystgassutslipp fra biologisk fiksert nitrogen i engåra, men det beregnes et direkte lystgassutslipp på 1% av N mengden i restavling fra eng når den pløyes ned. Dess mer kløver som er til stede i enga, dess større blir utslippet når den pløyes. Hvis man tilpasser gjødslingsmengde i henhold til kløverandel kan det likevel beregnes en positiv klimagevinst, som illustrert i kapittel 3.4.1.2 .

I Norge, med vinterforhold med frysing og tining, er det dokumentert betydelige lystgassutslipp om vinteren spesielt fra N-rike kløverplanter (Byers mfl., 2021, Bøe mfl., 2020, Sturite mfl., 2020). Det er også funnet betydelige lystgass-utslipp fra stående eng utenom veksts sesongen, og ikke bare i fornyingsåret, men dette inngår ikke i dagens beregningsmetodikk i klimagassregnskapet.

Fjerning av overjordisk kløvervekst sent om høsten ser ikke ut til å redusere lystgassutslipp utenfor veksts sesongen, men reduserte heller plantenes evne til å beholde nitrogen om vinteren (Sturite mfl., 2021). Jordpakking kan forverre lystgassutslipp fra en kløverrik eng (Rivedal mfl., 2020a). I tillegg

utfordrer kaldere klima overvintringen av eng, spesielt av rødkløver. Lavere temperaturer kan gi mindre kløvervekst og dermed mindre biologisk N-fiksering (Bechmann mfl., 2023).

IPCC (2019) har utarbeidet en beregningsmetode som skiller lystgassutslipp i vått klima fra tilført mineral N på 1,6%, og 0,6% fra andre N-kilder som nedpløyd eng, samt fra husdyrgjødsel og andre organiske N-kilder; Hergoualc'h mfl., (2019). Disse faktorene er ikke tatt i bruk i Norge, som bruker offisiell faktor med 1% av N-mengden ved nedpløying av restavling i beregninger til Klimagassregnskapet. Dersom denne metodikken tas i bruk kan det ha betydning ved vurdering av effekt av tiltak fremover.

3.4.1.1 Kløverinnhold i grasblanding

Rundt halvparten av alt engareal i Norge er tilsådd med engfrøblandinger som inneholder belgvekster. Av Felleskjøpets solgte engfrø de siste 3 år sto engfrøblandinger for 55 % av frøsalget på vektbasis. Av disse frøblandingene, inneholdt 12% kun grasarter (7% av totalt frøsalg). Den andre halvparten av solgte frø var av rene grasarter, med mindre enn 1% rene kløverfrø (Felleskjøpet, pers. komm.). Dette stemmer med tidligere estimat fra Grønlund mfl. (2014) at 55% av engarealene består av en kløver-gras blanding. For å øke nitrogenfikseringen fra belgvekster i eng betyr drift av enga vel så mye som størrelsen på arealet som blir sådd med engfrøblandinger med kløver. Artssammensetningen endrer seg gjennom vekstårene, og for å opprettholde andelen kløver er det viktig både med en tilstrekkelig andel kløverfrø og ikke tilføre for mye nitrogen i engårene. Hyppig slått kan redusere innholdet av rødkløver, som har størst potensiale for N-fiksering, mens kvitkløver tåler dette godt.

Selv om kløver bidrar til lystgassutslipp ved nedpløying og utenom vekstsesongen, er det flere fordeler med å blande kløver inn i riktig balanse med gras i enga. Ekstra nitrogen som blir fiksert av kløver overføres til gras og bidrar til høyere avling av tørrstoff og protein enn forventet ut fra artssammensetningen (Nyfeler mfl., 2011, Byers mfl., 2023). Kløver bidrar til et C:N forhold i planterester over og under jordoverflaten, som er bedre egnet for lagring av jordkarbon enn ren graseng gjødslet med nitrogengjødsel (Hansen, Pommeresche, mfl., 2020; Jensen mfl., 2012).

En mulig samspillseffekt mellom kløver og gras kan redusere lystgassutslipp om vinteren fra kløver når det vokser i blanding med gras (Byers mfl., 2021; Sturite mfl., 2021). Andel kløver i norske feltforsøk varierte fra 30-50%, en andel som også kan være optimal for å redusere årlig lystgassutslipp (inkl. i vekstsesong) fra eng ved gjødsling under 150 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ (Fuchs mfl., 2020).

Det er fortsatt stor usikkerhet rundt hva som er optimal kløverandel for å optimalisere en positiv klimagevinst, samt for etablering og vedlikehold av andelen kløver i enga. Det er viktig å gjødsle til et nivå som tar hensyn til N-bidraget fra kløver, for eksempel tilrådninger ved bruk av NIBIO Gjødslingshåndbok. Kløverandelen til kløvergras enga bør ikke overstige 30-50% kløver av tørrvekt. Ved såing bør andelen kløver av frøvekt sannsynligvis være mellom 10-30%.

3.4.1.2 Belgvekster og reduksjon av gjødslingsnivå

Ved bruk av belgvekster kan en redusere nitrogengjødsling og dermed redusere beregnet direkte lystgass-utslipp. En studie med feltforsøk på tre ulike steder i Norge viste at det å redusere nitrogengjødslingsnivået med 50% (gjødslingen var 17, 24 og 26 kg N/daa/år) i blandingseng av timotei, engsvingel og rødkløver ga like stor tørrstoffavling som fullgjødslet timotei og engsvingelblanding uten rødkløver, og som en fullgjødslet fem-arters grasblanding (Jørgensen mfl., 2023). Et feltforsøk på Ås viste også at N-avlinger i kløver-gras blandinger lå på 24-25 kg N/daa/år og var høyere enn gras som gav N-avlinger på 12-15 kg N/daa/år, og nesten like høye som N-avlingen av ren rødkløver (28 kg N/daa/år), ved samme gjødslingsnivå (Byers mfl., 2023).

Ved bruk av gjødselnormer fra NIBIO sin gjødslingshåndbok (<https://www.nibio.no/tema/jord/gjodslingshandbok/gjodslingsnormer/>) for eng antar vi normavling for normal drift med 3 slåtter på 550 føreheter melk (Fem)/daa. Dette tilsvarer et gjødslingsbehov på 18 kg N/daa, men med en korreksjon på -0,011 kg N / Fem for eng med 20-40% kløver. Dette gir et

gjødselbehov på 12 kg N/daa/år, en besparelse på 6 kg N/daa/år etter å ha tatt hensyn til gjødslingseffekten av kløver i blandingen. Avling (og gjødsling) kan være noe høyere ved intensiv drift, men intensiv drevet eng inneholder vanligvis ikke kløver.

Redusert gjødsling med 6 N/daa ved endring fra grasblandinger til blandinger som inneholder 20-40% kløver kan redusere de direkte lystgassutslippene med 25 kg CO₂-ekv./daa/år, og indirekte lystgassutslipp med 5,5 kg CO₂-ekv./daa/år.

Ved pløying av eng er det beregnet at 1% av N i planterester går tapt som direkte lystgassutslipp, men det blir ikke regnet med indirekte lystgassutslipp. En blandingseng av gras og kløver vil normalt inneholde mer nitrogen i planterestene enn en ren graseng. En eng med avlingsnivå på 550 Fem/daa fra eksempelet ovenfor tilsvarer ifølge NIBIO sine gjødselnormer rundt 650 kg tørrstoff/daa. Ved å bruke faktorer for N i planterester (over- og underjordisk) med og uten kløver fra klimagassregnskapet (Miljødirektoratet 2023b, Tabell 5.27) kan man inkludere effekten på utslipp fra planterester av å ha kløver i enga (Tabell 3.4).

Tabell 3.4. Effekt av kløver i enga på lystgassutslipp totalt for engår og fornyingsår (kg CO₂-ekvivalenter/daa).

	Tørrstoff kg/daa/år	N over og under jordover flaten kg/daa	Direkte+indirekte lystgass-utslipp fra gjødsling (18 kg N/daa gras, 12 kg N/daa kløver-gras), kg CO ₂ -ekv./daa/år	1% av N i planterester blir til direkte lystgass-utslipp ved innpløying, kg CO ₂ - ekv./daa	Totalt lystgass- utslipp for 4 år gjødsling + nedpløying, kg CO ₂ - ekv./daa	Fordelt per år: totalt lystgass- utslipp per år (gjødsling pluss ¼ nedløying), kg CO ₂ - ekv./daa/år
Kun gras	650	10,4	91,3	43,1	408	102
Kløver- gras	650	12,5	60,9	52,0	296	74
Bytte fra gras til kløver-gras						- 28

Det er vanskelig å anslå hvor mye areal av eng som faktisk har potensiale til å bytte fra gras til kløver-gras blandinger. Blandinger med belgvekster brukes ikke til tørt grovfôr til hest, eller i intensiv fôrproduksjon. Dersom vi antar at 10% (477 859 daa) av alt fulldyrket grovfôreareal (4 778 586 per 2023, SSB, 2024) blir byttet fra ren grasblanding til blandinger med kløver og gras, gir det på årsbasis en besparelse på rundt 13 000 tonn CO₂-ekv./år. Dette er nettoeffekten av 14 500 tonn CO₂-ekv./år i redusert N gjødselbruk, samt en økning av lystgass-utslipp på rundt 4 250 tonn CO₂-ekv. fra mer N-rike planterester i det året enga blir pløyd (effekten er fordelt over 4 år). Dersom vi antar en lineær opptrapping fra 2024-2027 og full effekt fra 2027-2030, vil samlet effekt frem til 2030 utgjøre omlag 70 000 tonn CO₂-ekv.

3.4.2 Artsblandinger for forbedret avling og nitrogeneffektivitet i eng

Flerårig raigras (*L. perenne*) kan raskt og effektivt ta opp overskudds N i jorda som har risiko for å gå tapt med avrenning (Abalos mfl., 2021, forsøk i Nederland). Flerårig raigras har dårlig vinteroverlevelse mange steder i Norge, det kan være saktevoksende tidlig om våren, og det er ikke sikkert at den kan bidra like mye til N-utnyttelse og meravling over hele Norge (Jørgensen mfl., 2023). Når flerårig raigras vokser godt kan den utkonkurrere andre arter og dominere plantebestanden i enga. Den bidrar til økt fordøyelighet, men på grunn av et lavere N-innhold enn kløver kan den redusere råproteininnholdet hvis andelen blir stor (Jørgensen mfl., 2019). Det er viktig å inkludere grasarter som er godt tilpasset norske forhold, som timotei (*P. pratense*) og engsvingel (*S. pratensis*) for å kunne utnytte N-ressurser tidlig om våren og motvirke dominans av enkelte arter (Byers mfl., 2023; Byers mfl., 2024).

Et feltforsøk på Ås sammenlignet blandinger av arter med komplementerende egenskaper som kløver med N-fiksering, rasktvoksende arter av flereårig raigras, vintertilpassede arter som timotei og engsvingel, og strandsvingel med dype røtter med renbestand av hver art. Alle fikk samme

gjødslingsnivå på 200 kg N/daa/år. N-avlinger i kløver-gras blandinger var 24-25 kg N/daa/år, som var høyere enn N-avlingen i ren graseng som lå på 12-15 kg N/daa og år, og nesten like høye som N-avlingen av ren rødkløver (28 kg N/daa) (Byers mfl., 2023). Man kan anta at økningen av N-avling i blandinger – som faktisk var mer N-rik enn forventet gitt andelen kløver – primært var på grunn av samspillseffekter mellom kløver og gras. Tørrstoffavlinger i kløver-gras blandinger (900-930 kg/daa/år) var like høye som i de beste ruter med renbestand av strandsvingel (880) og rødkløver (892) (Byers mfl., 2023). Ingen rene-gras blandinger ble testet, så det vites ikke ut hvor mye av avlingsøkningen av tørrstoff som kom fra samspilleffekter blant grasarter.

Det ble også vist at artsblandinger kan bidra til økt opptak av N som er transportert nedover i jorda, til under pløydedybden og til engas tykkeste rotsone. I det samme feltforsøket tok blandningene opp 16% mer N fra 42 cm dybde enn når artene ble dyrket i renbestand (Byers mfl., 2023). Analyser viste at både flerårig raigras, som generelt konkurrerer godt om N, og strandsvingel (*S. arundinaceus*), som er kjent for dype røtter, bidro mest til dette dype-N opptaket. Strandsvingel tok opp mest dypt N når den ble utsatt for konkurranse av flerårig raigras, men ikke når flerårig raigras var såpass dominerende i blandingen at det utfordret veksten av strandsvingel (Byers mfl., 2023).

Det er ikke mulig, basert på feltforsøket der alle rutene fikk samme gjødsling, å beregne meravlingseffekter samtidig med effekt av spart gjødsel og nedpløyde planterester. Man kan likevel anta at utslipp per kg avling, og spesielt per N-avling, er blitt redusert av flere samspillseffekter i gras-kløver eng.

Det å oppnå bedre avling og bedre nitrogener effektivitet i eng må også gi god/bedre fôr kvalitet. Et høyere proteinnivå i kløver kan delvis bidra til erstatning av importert kraftfôr. Kløver har lavere innhold av ufordøyelig fiber enn gras, og inneholder saponiner og tanniner som kan redusere enterisk metan (Min mfl., 2020).

3.4.3 Slåtterejime

Hyppig slått av enga, når engvekstene er på et tidlig utviklingstrinn, gir høyere fordøyelighet og proteininnhold enn høsting på senere utviklingstrinn, men reduserer derimot som oftest tørrstoffavlingen (Bakken mfl. 2009, Wei by mfl. 2023, Rivedal mfl. 2024). Betydningen av grovfôr kvaliteten på metanutslipp fra drøvtyggere er drøftet i rapporten om tiltak i husdyrproduksjonen (Aass mfl. 2024). Det er usikkert om hyppigere høsting vil gi økte direkte lystgassutslipp fra nitrogengjødsling. I et feltforsøk på Fureneset var det ikke forskjell i nitrogenbalansen (N opptatt i avling minus N tilført som gjødsel) mellom tre og fem slåtter som fikk samme totale gjødsling (Rivedal mfl. 2024). Når avlingen går ned ved flere slåtter trenger man større areal til fôrproduksjon til den samme husdyrproduksjonen. Bedre grovfôr kvalitet kan imidlertid gi et større grovfôropptak og dermed mindre behov for kraftfôr (Steinshamn mfl. 2023). Man beslaglegger dermed et mindre areal til kraftfôrproduksjon i Norge og/eller i utlandet. Hyppig høsting kan ellers gå utover overvintringsevnen til en del engvekster, og man må derfor bruke engvekster som er egnet for slik drift (flerårig raigras, raisvingel, strandsvingel, kvitkløver) for å unngå hyppig fornying. Generelt kan hyppig slått redusere rotveksten, noe som kan påvirke karbonlagring. Bruk av arter som har dype røtter (strandsvingel) kan motvirke dette. Til slutt vil hyppig slått øke bruken av energi, og kan øke jordpakkingen dersom man må kjøre ved ugunstige forhold (våt jord).

3.4.4 Fornyng av eng

Målet med jevnlig engfornyng er å opprettholde engavlinga over tid. NLR (2017) oppgir en målsetning om å høste minst 20 % større avling ved å fornye enga jevnlig hvert 6.-7. år enn ved langvarig eng. Det er fordeler og ulemper ved ulike måter å fornye enga på. Tradisjonell jordarbeiding med pløying er dyrt og energikrevende, men man er sikrere på at resultatet gir avlingsøkning. Pløying er den eneste metoden som løser opp pakket jord og bedrer jordstrukturen, og kan dermed være positivt for å holde

nede lystgassutslipp fra tilført nitrogengjødsel. Utnyttinga av gjødsla blir også bedre når jordstrukturen er god og planterøttene kan utvikles og hente næring fra et stort jordvolum. Brakking og ulike former for harving og fresing er et alternativ når man har behov for avlingsøkning, men ikke har tid til tradisjonell fornying. Det gir redusert energibruk, men gjerne økt bruk av plantevernmidler og har ikke samme positive effekten på jordstruktur (og dermed heller ikke på lystgassutslippet). Direktesåing har best effekt i glissen eng, og er aktuelt å bruke ved vinterutgang eller andre skader i forholdsvis ny eng. Man må bruke arter og sorter som har god konkurranseevne, som for eksempel raigras og rødkløver (Nesheim og Höglind 2018). Utstrakt bruk av redusert jordarbeiding i grasområdene der innholdet av organisk materiale er høyt vil trolig føre til dårligere jordstruktur. Effekten på karbonfangst og lagring er liten (se kapittel 5), men det vil redusere energibruken.

3.5 Tiltak i kornproduksjon

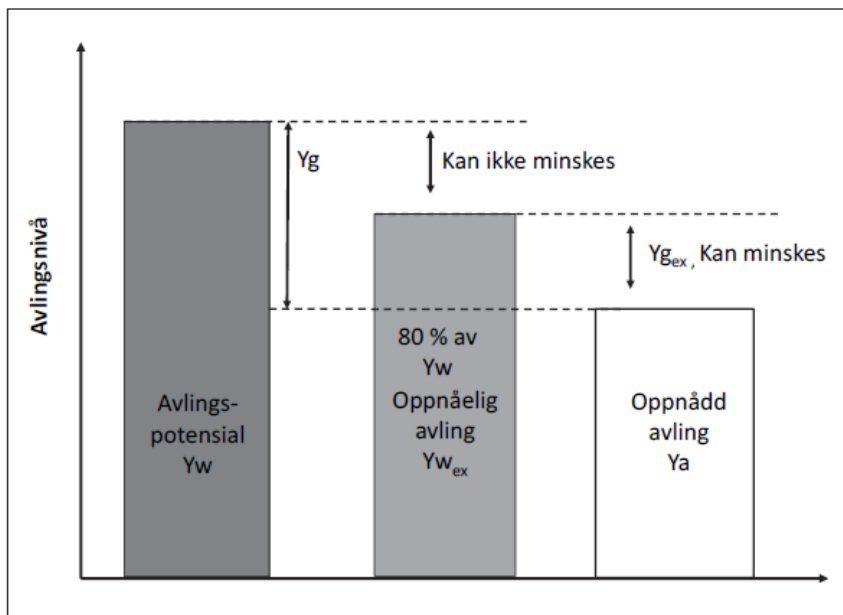
For planteproduksjoner er det flere aktuelle tiltak som er felles. Det gjelder for eksempel bedre drenering, unngå jordpakking, utarbeide gjødslingstrategier. I dette kapitlet omtales noen tiltak spesielt for kornproduksjon som muligheter for avlingsøkning (redusere avlingsgapet), ulike gjødslingstrategier, håndtering av halm og planterester, vekstskifter og fangvekster.

3.5.1 Økte kornavlinger

Gjødslingsnivå i kornproduksjonen er viktig for avlingsnivå og dermed også for matsikkerheten (fôr og matkorn). Innsatsfaktorer, som forbruk av gjødsel, påvirker direkte beregninger av klimagassutslipp. Avlingsnivået, utnyttelse av næringsstoffer og næringbalanser - er viktig både for størrelsen av produksjonen og for miljøhensyn. Dersom en kan øke avlingsnivå på eksisterende areal kan en også spare areal fra oppdyrking med de konsekvenser det kan ha for klimagasser. Vurdering av avlingsnivå, og muligheter for å øke dette, er derfor relevant i vurdering av aktuelle klimatiltak. Det vil også påvirke beregnet utslipp pr kg produsert produkt/avling.

Flere studier og rapporter i Norge har dokumentert at det er en forskjell mellom oppnådde avlinger i praksis og potensielle oppnåelige avlinger, dvs. at det er et avlingsgap (Uhlen mfl. 2017, Seehusen & Uhlen, 2019). Det er flere årsaker til at avlingsnivå har stagnert og en ikke oppnår større avlinger i praksis (Hoel mfl. 2013, Vagstad mfl. 2013). Det er variasjoner i vær de enkelte år, det kan være dyrkingsmessige forhold med dårlig drenering, jordpakking, plantesykdommer, skadedyr mm.

Figur 3.2 illustrerer avlingsgapet som differansen mellom det som vurderes som oppnåelig avling i praksis og faktisk oppnådd avling. De faktiske avlinger, fra praktisk jordbruksdrift er ofte lavere enn det som oppnås under mer ideelle feltforsøk. Oppnåelige avlinger er her beregnet som 80 % av teoretisk maksimal avling der vann kan være en begrensende faktor. Vann er ikke ansett som begrensende faktor i Norge (detaljer: se Seehusen & Uhlen, 2019).



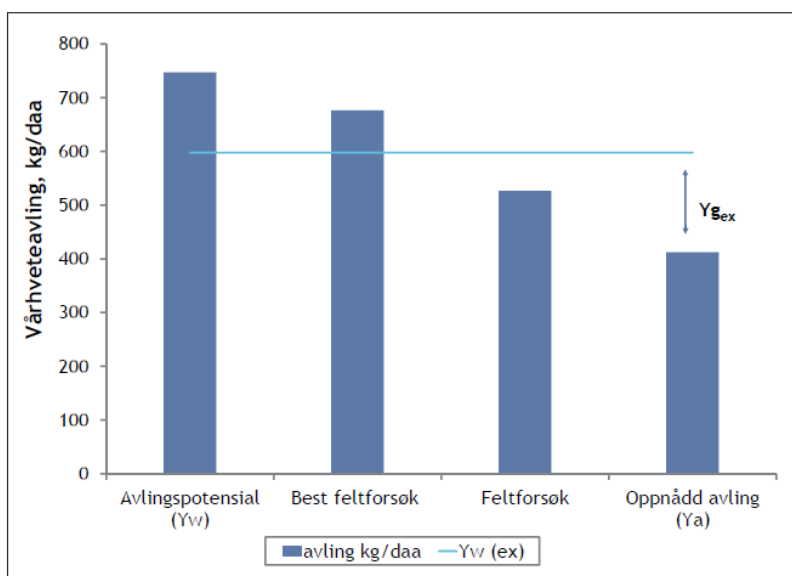
Figur 2. Avlingsgapet (Y_g) er differansen mellom Y_w og Y_a . Det oppnåelige avlingsgapet ($Y_{g_{ex}}$) er differansen mellom oppnåelig avling i praksis (80 % av Y_w) og oppnådd avling (Y_a).

Figur 3.2. Illustrasjon av avlingsgapet som differanse mellom teoretisk avlingspotensiale og oppnådd avling. Figur 2 fra Seehusen & Uhlen (2020). Y_w -avlingspotensiale begrenset av vann, oppnåelig avling (80 % av Y_w) og oppnådde avlinger i praksis (Y_a).

Uhlen mfl. (2017) vurderte at det var mulig å øke kornavlingene med 20-25% gjennom forbedrede agronomiske tiltak. Rapporten gjennomgår potensialet for noen slike tiltak som forbedret drenering, redusere jordpakking (dyp og grunn), endret kjøremønster (vendeteiger), vekstskifter, kalking, økt innhold av organisk materiale.

Seehusen og Uhlen (2019) anslo at avlingsgapet for korn kunne være på 40-45%. Ved modellering av avlinger og avlingsgap basert på norske data (perioden 2003- 2013), estimerte Seehusen og Uhlen (2019) at 30% av avlingsgapet kan tettes derav 20% innen 2030, med forutsetning av at innsatsfaktorer ble brukt mer presist, og ikke i større mengder. Det ble modellert for Østlandet og Trøndelag. For vårhvete ble det beregnet et oppnåelig avlingsnivå på 600 kg/daa og et avlingsgap på 190 kg/daa (figur 3.3). Det ble også dokumentert at de beste feltforsøk hadde avlinger som kom opp i beregnet oppnåelig avlingspotensiale. Rapporten viser resultat for vårhvete, bygg og havre.

Det er trolig mindre mulighet fremoverfor å utvikle nye sorter enn det var i 1960-1990-tallene, eller nye/utvidet kjemikaliebruk, men presisjonsapplikasjon av innsatsfaktorer kan også bidra til økte avlinger (Seehusen og Uhlen, 2019).



Figur 3. Avlingspotensial (Y_w), avlingen fra beste feltforsøk og gjennomsnitt over feltforsøkene og oppnådd avlingsnivå (Y_a) for vårhvete på Østlandet i perioden 2003–2013. Blå linje viser oppnåelig avling, $Y_{w_{ex}}$ (80 % av Y_w), $Y_{g_{ex}}$ = oppnåelig avlingsgap.

Figur 3.3. Avlingsgapet – modellert for vårhvete på Østlandet- sammenlignet med avlinger oppnådd i de beste feltforsøk og gjennomsnitt for feltforsøk. Figur 3 fra Seehusen & Uhlen (2020).

Stabbetorp (2023) viser i en artikkel om kornavlinger og utvikling at det var avlingsfremgang i korn fra midten av åttitallet og til 2008-og deretter stagnerende avlinger til 2013. Det har videre vært økende avlinger fra 2013- 2017 og gode år i 2020 og 2021, mens det var lave avlinger i tørkeåret 2018. I artikkelen er det omtalt en rekke årsaker til stagnerende avlinger – som dårligere agronomiske metoder, dårlig jordkultur og jordtilstand, samt areal tatt ut av produksjon og avsatt til miljøhensyn. Artikkelen omtaler også at dersom det blir befolkningsøkning i Norge og selvforsyningen skal opprettholdes eller økes så er det behov for gode kornavlinger. Dette kan gjøres på flere måter der tetting av avlingsgapet er en av dem, et annet alternativ er nydyrking (som også har klimagassutslipp). Dersom en kan tette avlingsgapet – øke avlinger med bedre agronomiske metoder (utenom økt gjødsling) vil beregnet klimagassutslipp /produsert enhet gå ned. Dersom både avlinger og innsatsfaktoren - som gjødsel øker vil det gi økte beregnete klimagassutslipp – selv om det øker nasjonal matproduksjon. Det kan bli mer aktuelt fremover å vurdere den totale matproduksjon der en ser både nasjonale og internasjonale utslipp i sammenheng. Det krever andre analyser og tilleggsvurderinger til beregninger i klimagassregnskapet.

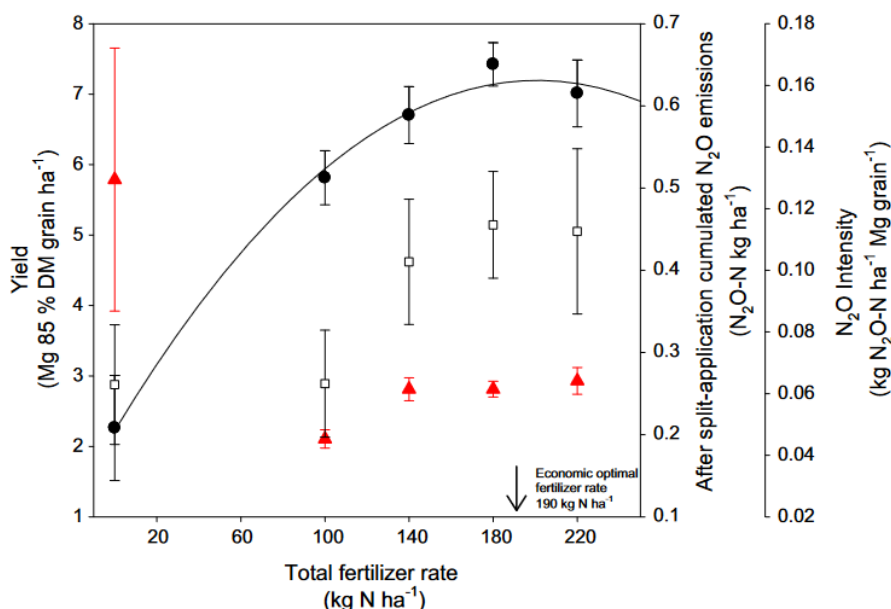
3.5.2 Delt gjødsling

Ved delt gjødsling til korn gis det først en del av gjødsla ved såing og ny tildeling ved et senere tidspunkt, gjerne av mengde tilpasset vekstforholdene. Klimaeffekter av delt gjødsling kan variere med værforhold de enkelte år. Om avlingspotensiale er redusert ved tørke eller ved mye nedbør tidlig i sesongen, om man bruker mindre gjødsling ved andre tildeling, så reduseres beregnet lystgassutslipp ved gjødsling. Dersom det er gode vekstbetingelser om våren og det gjødsles mer enn opprinnelig planlagt, går beregningen av lystgass opp (Bechmann mfl., 2023). NIBIO har utviklet en kalkulator for N-status i vekstsesongen (<https://lmt.nibio.no/agrometbase/ncalc/>). Det påpekes at delt gjødsling ikke øker avlingen, men kan øke nitrogeneffektiviteten og proteininnholdet (Sutton mfl., 2022), noe som gir høyere pris for hvete. Kristoffersen mfl. (2022) anbefaler delt gjødsling også til bygg og havre.

Et feltforsøk på Apelsvoll målte lystgass-utslipp i vårhvete i noen uker etter delgjødsling med ulike gjødslingsnivåer, og fant at selv om det skjer lystgass-utslipp etter den andre gjødslingen, og utslippet øker ved høyere mengde tilført N, er lystgass-utslipp per enhet avling optimalisert rundt det økonomiske optimale gjødslingsnivå (her 190 kg N/ha) (Russenes mfl., 2019, Figur 3.4). Protein- og gluteninnhold var betydelig bedre i ruter som fikk 100+80 eller 100+120 kg N/ha, enn de som kun fikk

vårgjødsling på 100 kg N/ha, og litt bedre enn de som fikk 100+40 (Russenes mfl., 2019, suppl. Tabell S4). Det vil si at lystgassutslipp per proteininnhold er forventet å være enda lavere enn ved det økonomisk optimale gjødslingsnivået.

Det er særlig i år med tørke eller stor nedbør om våren at det kan bli større utslag for tildelt N-gjødsel, en kan spare N-gjødsel ved tørke og det kan spare lystgassutslipp. Vi har imidlertid ikke noe datagrunnlag for videre beregninger.



Figur 3.4. Kornavling (svarte prikker), lystgass-utslipp (hvite firkanter), og lystgass-utslipp per avling (røde trekkanter) i kontroll (0 kg N), ved kun vårgjødsling (100 kg N/ha), og ved delt gjødsling: 100+40, 100+80, og 100+120 kg N/ha). Selv om lystgass-utslipp går opp ved delgjødsling, er lystgass per avling optimalisert rundt den økonomiske optimale gjødslingsnivå (her 190 kg N/ha). Fra Russenes mfl. (2019).

3.5.3 Vår og høstpløying, direktesåing

Høstpløying øker nedbrytning av planterester på et tidspunkt der det ikke er planteopptak, som igjen kan føre til økt nitrogen tap ved avrenning. Seks norske studier på leirjord viste i gjennomsnitt litt over 25% reduksjon i nitrogen tap til vann ved å pløye om våren istedenfor høsten (Bechmann mfl., 2023). Reduksjonen var større på leirjord enn i sandjord.

Under tørre værforhold kan mineralisert N fra høstpløying øke lystgass-utslippet i forhold til om stubben får stå over vinteren (Huang mfl., 2018). Effekten av høst- eller vårpløying på lystgass-utslipp er imidlertid uklar under våte forhold i Norge (Bechmann mfl., 2023). På jord utsatt for fuktighet kan pløyefrie systemer også gi ulemper ved direktesåing; fjerning av halm fra jordoverflaten kan være et tiltak mot problemer som oppstår pga. fuktighet (Bechmann mfl., 2023, men se 3.5.4. Beholde halm). Planterester kan øke smittepress og risiko for sopp og evt mykotoksiner i korn. Hofgaard mfl. (2016, 2023) har dokumentert økte angrep av *Fusarium graminearum* som kan produsere mykotoksiner spesielt i havre. De fant at vårpløying var tilnærmet like effektivt for å redusere risiko for *Fusarium* og mykotoksiner som dyp pløying om høsten. Ved å la åkeren ligge i stubb om vinteren beskytter en også overflaten mot erosjon og fosfortap.

3.5.4 Beholde halm

Halm kan bidra til å redusere behovet for mineralsk N til jorda. Det estimeres at 3 400 tonn N blir bortført ved halmfjerning i Norge, noe som tilsvarer 8% av tilført N i mineralgjødsel (Riley mfl., 2012). Om jorda får tilført mye husdyrgjødsel eller en inkluderer eng i vekstskifte bør 25% av halmen bli igjen

på jordet. Dersom det primært dyrkes korn uten bruk av husdyrgjødsel eller eng i omløp bør 50-75% av halmen bli igjen (Riley mfl., 2012). Om halmen istedenfor blir brukt til bioenergi går N tapt til luft (Bechmann mfl., 2023).

Halm er karbonrik og kan bidra til oppbygging av karbon i jorda. Bidraget fra halmen til både N og jordkarbon er forventet høyest i jord med lavt organisk innhold og ensidig korndyrking (Riley mfl., 2012). Halm som ligger igjen på jordoverflaten kan imidlertid også føre til problemer med fuktighet og lav temperatur om våren, som kan hemme planteetablering (Seehusen mfl., 2023). Ved nedpløying går nedbrytning av halmen raskere. Inkorporering av halm i jorda immobiliserer imidlertid nitrat, som reduserer faren for N-utvasking, men det kan også redusere avlingen kortsiktig hvis det ikke tilføres gjødsel. Dette kan være et argument for nedpløying av halm om høsten. (Bechmann mfl., 2023). N fra halmen gjøres gradvis tilgjengelig ved nedbrytning i de påfølgende sesonger. Se også 3.3 planterester.

Det er uklart om det å beholde halmen fører til økt avling i Norge (Seehusen mfl., 2023), mens en litteraturgjennomgang med hovedsakelig studier fra Europa og Kina viste avlingsøkninger på 6-12% (Bolinder mfl., 2020).

3.5.5 Fangvekster

Fangvekster har vært brukt en årrekke i Norge og ble først introdusert som et miljøtiltak for å redusere nitrogenavrenning. Det ble så ansett som et viktig tiltak for å hindre erosjon og fosforavrenning og det ble innført tilskudd for dette. I 2003 var arealet med fangvekster som fikk miljøtilskudd 350 000 daa, men arealet ble redusert da tilskuddet ble tatt bort. I 2017 var arealet med fangvekster 28 000 daa. Fangvekster har fått ny aktualitet som tiltak for å øke karbonbinding og lagring i jord (se kapittel 5). Det har vært flere utredninger i Norge om effekten av bruk av fangvekster (Bøe mfl., 2020; Bardalen mfl., 2018; Rasse mfl., 2019). For å fremskaffe norske data er prosjektet CAPTURE i gang med å måle karbonlagring og klimagass-utslipp fra ulike fangvekstregimer (se kapittel 3.5.5.2).

I dette kapitlet omhandles fangvekster i forhold til lystgass, og hvordan den påvirker nettoklimaeffekt i samspill med karbon i jorda.

3.5.5.1 Fangvekster – Lystgass

Fangvekster kan ha ulike effekter på lystgass-utslipp: (1) økt direkte utslipp fra selve fangveksten, (2) redusert indirekte utslipp pga. redusert avrenning, (3) økt direkte utslipp fra N-mengde i nedpløyde fangvekster, og (4) reduserte direkte+indirekte utslipp ved å redusere mineral N-tilførsel til hovedvekst i året med fangvekster (samspillseffekt) og evt. året etter (forgrødeeffekt). Av disse, omtaler vi her (1) utslipp fra selve fangveksten og (2) avrenning, men det mangles grunnlag for å lage ny beregning.

Fangvekster er ikke inkludert i det nasjonale klimagassregnskapet nå, men evt. endring i tilført mengde N, eller N i nedpløyde planterester, kunne beregnes.

Beregninger av netto klimaeffekt av fangvekster

En gjennomgang av feltforsøk på tvers av flere klimasoner globalt viste at selv om lystgassutslipp kan øke ved bruk av fangvekst i forhold til udekket jord, reduseres generelt indirekte lystgass-utslipp fra nitrogenavrenning, mens jordkarbon øker litt, og det blir en netto klimagevinst (Abdalla mfl., 2019). Foreløpig må dette bekreftes og dokumenteres under norske forhold, og prosjektet CAPTURE skal bidra til dette (se kapittel 3.5.5.2).

Klimakur 2030 (Mdir, 2020 og 2023a) beregnet klimaeffekten av fangvekster basert på Bøe mfl. (2020) og Poeplau & Don (2015). De inkluderte lystgass-faktorene (1) og (2) omtalt i seksjonen ovenfor, pluss karbonlagring og økt maskinbruk. Bøe mfl. (2020) påpeker at på grunn av kortere vekstsesong (mindre karbonlagring) og større potensial for lystgassutslipp om vinteren, kan resultatet være annerledes i Norge enn antatt. Nye resultater fra prosjektet CAPTURE (se kapittel 3.5.5.2) vil

kunne bidra med nye norske data om faktor (1) og om karbonlagring, mens prosjektet ikke måler avrenning (faktor 2) direkte. Vi påpeker at faktorer (3) nedpløyde fangvekster og (4) redusert gjødsling kanskje har større effekter på lystgass-utslipp enn (1) og (2), og kan i tillegg bokføres, men disse trenger mer avklaring i Norge og er avhengig av N-mengden i fangvekstrester. Faktorer (3) og (4) ble ikke inkludert i utredningen fra Bøe mfl. (2020).

Klimakur 2030 (Mdir 2020), basert på Bøe mfl. (2020), antar redusert indirekt lystgass-utslipp pga. redusert avrenning på 7 kg CO₂-ekv./daa, samt en økning i direkte lystgass-utslipp fra selve fangveksten på 1,6 kg CO₂-ekv./daa. Til sammen gir det en nettoreduksjon på 5,4 kg CO₂-ekv./daa/år. Omregnet med ny oppvarmingsfaktor 265 er nettoreduksjonen på 4,8 kg CO₂-ekv./daa/år. Miljødirektoratet har også en oppdatert beregning (Mdir 2023a) basert på samme anslag, men med oppdatert arealgrunnlag og faktorer.

Direkte lystgass-utslipp pga. selve fangveksten

Faktoren for økt direkte lystgass-utslipp pga. fangvekster i Bøe mfl. (2020), 1,6 kg CO₂-ekv./daa/år (omregnet til 1,4 ved oppvarmingsfaktor 265), er basert på en dansk studie i en flereårig raigras-rødkløver blanding (Li mfl., 2015). En litteraturgjennomgang fra Abdalla mfl. (2019) siterer en annen dansk studie som viste i gjennomsnitt en økning i direkte lystgass-utslipp på +0,045 kg N/daa ved bruk av en fangvekstblanding med flereårig raigras, rød- og hvitkløver (Brozyna mfl., 2013), som tilsvarer +0,2 kg CO₂-ekv./daa/år ved bruk av dagens oppvarmingsfaktor. Det vil si at faktorene kan variere mye.

Abdalla mfl. (2019) fant at det generelt var mest direkte lystgass-utslipp ved fangvekster av rene belgvekster, mens blandinger av belgvekster med andre arter ga direkte lystgassutslipp på samme nivå som fra fangvekst av kun grasarter (Abdalla mfl., 2019; tilleggsmateriell tabell 5). Et tidligere forsøk i Norge indikerte at Italiensk raigras brukt som fangvekst kunne være mer utsatt for N-tap om vinteren enn engsvingel, som er vel tilpasset norske forhold og lagrer mer næringsstoffer i underjordiske plantedeler (Sturite mfl., 2007). Se også 3.4.1 for avveining mellom N-fiksering og lystgassutslipp ved bruk av belgvekster i eng.

Redusert indirekte lystgass-utslipp pga. redusert avrenning

Fangvekster kan redusere avrenning og utvasking av N, også i lette fryse-tine perioder, men ved mer ekstreme frysehendelser kan de øke fare for avrenning og utvasking av N (Muñoz-Ventura mfl., 2022).

Bøe mfl. (2020), basert på nordiske avrenningsstudier (Aronsson mfl. 2016) antok at redusert avrenning reduserer N tapt til vann med 2 kg N/daa, som gir en reduksjon av indirekte lystgass-utslipp på 7 kg CO₂-ekv./daa/år (omregnet til 6,3 med oppvarmingsfaktor 265), men nevnte at det var høyere enn estimat brukt av Kaye & Quemada (2017, global gjennomgang) på 3 kg CO₂-ekv./daa/år for kun-gras fangvekster (omregnet til 2,7 med oppvarmingsfaktor 265). Vi kan sammenligne det med en beregnet reduksjon i indirekte lystgass-utslipp basert på avrenningsmålinger i Finland, Danmark og Sverige i en annen litteraturgjennomgang (Abdalla mfl., 2019; tilleggsmateriell tabell 1). I disse landene ga bruk av fangvekst-blandinger med både belgvekster og ikke-belgvekster en gjennomsnittlig reduksjon i avrennings-N på 1 kg N/daa/år, som ved oppvarmingsfaktor 265 er ekvivalent til 3,1 kg CO₂-ekv./daa/år. Ved fangvekst uten belgvekster var avrennings-reduksjonen dobbelt så høy (Abdalla mfl., 2019; tilleggsmateriell tabell 1).

I det norske utslippsregnskapet er faktoren for avrenning av nitrogen satt til 22% av mengden tilført nitrogen (redusert generell IPCC faktor på 30%) på bakgrunn av resultat fra målinger i JOVA-programmet (Rivedal mfl., 2022). Det er ikke faktorer for ulike vekster, heller ikke for fangvekster. Varierende estimater illustrerer behovet for videre analyser av betydningen av fangvekster også for beregningsmetodikk.

3.5.5.2 Pågående prosjekt CAPTURE – foreløpige norske resultater

For å dokumentere klimaeffekt av fangvekster under norske forhold, undersøker det pågående prosjektet CAPTURE både karbonbinding i jord og utslipp av lystgass i et norsk feltforsøk. Foreløpige resultater viser en netto klimagevinst fra jordkarbonlagring selv ved økte lystgass-utslipp fra fangvekster av en kun-grasblanding med flerårig raigras inkludert, og en blanding av 20% ved frøvekt av belgvekster (kløver og tiriltunge) med grasartene flerårig raigras, timotei, engsvingel, og noen andre urter (Kjær mfl. 2023). Fangvekster med monokulturer av italiensk raigras, vikke, oljefrøreddik, eller phacelia ga *ikke* netto klimagevinst etter at økte lystgass-utslipp motvirket gevinsten fra karbonlagring. I CAPTURE måles ikke avrenning direkte, men målinger av mineral-N i jord om våren og høsten skal kunne gi indikasjoner på dette. Disse resultatene er ikke ennå ferdigstilte.

3.5.5.3 Fangvekster – Effekter på avling og gjødsling

En utfordring med fangvekst kan være konkurranse mellom fangvekster og hovedvekst. En litteraturgjennomgang viste at fangvekst bestående av kun belgvekster eller kun ikke-belgvekster reduserte kornavlingen, mens en blanding av belgvekster med ikke-belgvekster økte avlinger med 13% i gjennomsnitt (Abdalla mfl., 2019, tilleggsmateriell) og med 23% i en dansk studie sitert (Doltra & Olesen, 2013). I det samme forsøket var økningen av N-innhold i kornet også størst (25%) ved bruk av fangvekst med blanding av belgvekster med ikke-belgvekster.

Kunnskap om gjødseffekten av fangvekster er fortsatt under utvikling. Dersom bruk av fangvekster fører til at gjødsemengden blir redusert til hovedveksten i dyrkingsåret eller i det etterfølgende året, kan det beregnes redusert direkte og indirekte lystgass-utslipp. NIBIO sin gjødslingshåndboka oppgir forgrødeeffekten fra eng på 2-3 kg N/daa, men det er så langt ikke kvantifisert forgrøde effekter fra fangvekster (<https://www.nibio.no/tema/jord/gjodslingshandbok/korreksjonstabeller/nitrogen>). Se også 3.4.1 Belgvekster i eng og 3.3.1 Planterester – egenskaper og håndtering, for drøfting om riktig balanse mellom belgvekster og ikke-belgvekster.

3.5.6 Økt dyrking av høstkorn

Endring i klima med lenger vekstsesong kan gi muligheter for å utvide arealet med høstvetete, som kan gi høyere avling enn vårkorn (20 %). Per 2019 var det 2,75 mill daa kornareal derav 426 100 daa høstvetete (Øygarden mfl., 2022, kap 4.4). Høyere avling og krav til proteininnhold for mathvete kvalitet gjør at høstvetete krever mer nitrogengjødsling – noe som gir beregnet høyere lystgass-utslipp. Dersom en beregner utslipp per kg avling, og avlingen er god (uten vinterskade), kan det være en positiv klimagevinst i forhold til vårkorn også ved tilføring av ekstra N (Tabell 3.5).

Tabell 3.5. Tilført N-gjødsel og avling til vårkorn og høstvetete. Oppvarmingskoeffisient for 1 kg N₂O brukt i den utredningen var 298 kg CO₂ og ikke 265. Fra Øygarden mfl. (2022), Tabell 4.5.

Vekst Avlingsnivå	N, kg tilført/daa	Avling, kg/daa	CO ₂ * ekv av N-tilført	CO ₂ ekv /kg avling
Vårkorn normavling	12,5	500	73,25	0.15
Høstvetete normavling	14,5	600	84,95	0.14
Høstvetete, økt avling	17,0	750	99,6	0,13
Høstvetete, faktisk avling redusert i forhold til forventning	17,0	500	99,6	0.20

*1 kg N tilført tilsvarer tap av lystgass (direkte utslipp, avrenning og indirekte utslipp fra ammoniakk og NO_x), omregnet til 5,86 kg CO₂ ekv. Koeffisienter fra det nasjonale klimagassregnskapet (NIR).

Totalt øker tilført N i alle scenarier ved dyrking av høsthvete i forhold til vårkorn, noe som øker beregnet lystgass-utslipp. Ved god avling i høsthvete er lystgass-utslipp per avling lavere enn i vårkorn. Ved sterkere gjødsling i forventning av økt avling og økt proteininnhold, kan oppnådd god avling redusere lystgass-utslipp per avling enda mer, men det er risiko for økt lystgass-utslipp per avling om det mislykkes.

3.5.7 Åkerbelgvekster

Det er estimert at dyrking av erter kan øke fra 23 000 daa i 2022 til et potensiale på 160 000 daa, og at åkerbønner kan øke fra 44 000 til 113 000 daa. Disse kan bidra med 3-4 kg N/daa til neste års vekst i tillegg til at en ikke trenger å tilføre N i dyrkingsåret (Bechmann mfl., 2023; Abrahamsen mfl., 2019). I tillegg kan økt proteinproduksjon på kornarealet delvis bidra til å erstatte importert kraftfôr. Økning i åkerbelgvekster må vurderes mot behovet for korn og oljevekster.

Vi antar en besparelse på 12,8 kg N/daa, gjennomsnittlig gjødslingsnivå for kornareal (Kolle og Oguz-Alper 2020) ved å ikke dyrke korn på arealet dette året, pluss 3 kg N/daa spart til neste års vekst. Til sammen kunne det beregnes som besparelse på 80 kg CO₂-ekv./daa/år. Det er usikker med aktuelt areal (dekar) som kan byttes fra korn til åkerbelgvekster, og det er mest spørsmål om etterspørsel. Dagens areal med åkerbelgvekster utgjør 25% av potensialet. Dersom vi antar at dette kan øke til 50% av potensialet, eller at om lag 67 000 daa ekstra brukes til åkerbelgvekster i stedet for korn hvert år kan vi beregne klimaeffekten fra redusert nitrogenbruk. Vi kan beregne en reduksjon i direkte lystgass-utslipp på 4 400 tonn CO₂-ekv./år, pluss reduksjon i indirekte lystgass-utslipp fra andre N-tap til luft og vann på 950 tonn CO₂-ekv./år på disse dekarene, totalt 5 350 tonn CO₂-ekv./år.

Det kan være andre effekter på lystgass-utslipp fra åkerbelgvekster i forhold til korn, som er ikke kvantifisert her. Det mangler kunnskap om direkte lystgass-utslipp fra selve åkerbelgvekstene og om de har samme risiko lystgass-utslipp om vinteren som f.eks. kløverrik eng (se kapittel 3.4.1).

3.6 Kalking

Mye av Norges dyrka jord trenger både grunnkalking og vedlikeholdskalking for å oppnå gode avlinger. Økt pH ved kalking kan øke N-utnyttelse og dermed redusere lystgassutslippet, mens karbonater i kalsitt og dolomitt omdannes til CO₂. Det er fortsatt usikkerhet rundt optimale pH-nivåer for ulike vekster og jordarter, når en vurderer effekten på utslipp både av CO₂ og lystgass. I klimagassregnskapet for Norge ble i det 2021 beregnet et utslipp på 122 000 tonn CO₂-ekvivalenter fra karbonet i kalken som ble brukt, men det blir per i dag ikke tatt hensyn til en eventuell reduksjon i lystgassutslipp (Miljødirektoratet 2023).

Det er antatt i IPCC (De Klein mfl., 2006) sine retningslinjer at alt karbonatet i tilført kalk blir omdannet og sluppet ut som CO₂, noe som kan motvirke en eventuell reduksjon i lystgass-utslipp etter kalking. Men pga. at pH-effekten av kalking varer lengre enn et år, tidsrommet de fleste studier er gjort, og fordi oppløsningen av karbonater i kalk går saktere ved å øke pH mot det som er agronomisk optimalt, kan denne antakelsen være feil (Bakken & Frostegård, 2020). Selve IPCC sine retningslinjer gir usikkerheten for antagelsen på -50%, dvs. at opptil halvparten av karbonat kanskje ikke blir til CO₂ (De Klein mfl., 2006).

Karbonater i kalkingmidler kalsitt og dolomitt danner enten CO₂ eller bikarbonat etter at de oppløses, avhenging av pH i jord. I sterkt sur jord reagerer karbonater med sterke syrer, f.eks. salpetersyre fra nitrifikasjon av ammonium, og danner CO₂. I moderat sur jord med mindre sterke syrer reagerer karbonater heller med karbonsyre (en svak syre produsert fra CO₂ og jordvann), og danner bikarbonat. Dvs. at reaksjonen binder CO₂ istedenfor å produsere CO₂, og noe karbon lagres ved at en del bikarbonat infiltreres til grunnvann og transporteres til langtidslagring i sjøen (Hamilton mfl., 2007). En studie i Michigan, USA estimerte at 25-50% av tilførte karbon i kalken sekvesteres på denne måten (Hamilton mfl., 2007).

En detaljert studie i Frankrike (Hénault mfl., 2019) tok hensyn til kalkingseffekter på både lystgass- og CO₂-utslipp, samt klimautslipp fra kalkproduksjon. Ved moderat kalking (definert som økning på rundt +0,5 pH-enheter) var det en netto klimagevinst ved kalking både med karbonat- og ikke-karbonatholdig kalkingsmidler, både med antagelsen om at alt C fra kalk blir til CO₂ og dersom halvparten blir til CO₂. Ved kalking for økning på mer enn +1 pH-enheter var det fortsatt klimagevinst ved antagelse om at kun halvparten av tilført kalkings-C blir til CO₂, men ikke ved antagelse av at alt blir til CO₂ (Hénault mfl., 2019).

Det er fortsatt usikkerhet rundt optimale pH-nivåer for ulike vekster og jordarter, når en vurderer effekten på utslipp både på CO₂ og lystgass samtidig, men resultatene tyder på at det er større utslipp fra kalking av sterkt sur jord enn ved å holde mer jevn surhet i jorda.

3.6.1 Kalking og lystgass

Å øke pH i sur jord mot agronomisk optimal pH kan redusere lystgassutslipp i situasjoner der denitrifikasjon dominerer – for eksempel i våt, dårlig drenert, eller pakket jord (Rivedal mfl., 2020b), etter ammoniumgjødsling pga oksygenforbruk ved nitrifikasjon (Nadeem mfl., 2020), samt etter pløying (Bleken & Rittl, 2022). Totalt kan den årlige reduksjonen av lystgassutslipp være i størrelsesorden 10-20% (Hénault mfl., 2019, Frankirke; Wang mfl., 2021, global litteraturgjennomgang). Et feltforsøk på Ås i Norge viste at kalking av graseng uten kløver med *dolomitt* (pH rundt 5,5-6,0 sammenlignet med kontroll på 5,1) reduserte lystgassutslipp etter gjødsling med 30% og etter frysing-tining med 60% (Vekic, Nadeem, mfl., 2023).

Økt pH i jorda kan imidlertid også føre til økt lystgassutslipp ved å stimulere nitrifikasjon, spesielt utenfor vekstsesongen under norske forhold, som f.eks. når N-rike planterester- som fra kløver- brytes ned ved frysing-tining (Byers mfl., 2021, Sturite el al., 2020). I tidligere nevnte feltforsøk på Ås i eng uten kløver, økte kalkingsmiddelet *kalsitt* pH kraftig – opp mot eller over 6,5 – men det reduserte ikke lystgassutslipp sammenlignet med kontrollfeltet, muligens på grunn av økt nitrifikasjon ved høyere pH (Vekic, Nadeem mfl., 2023). Dette skal ikke oppfattes som en advarsel mot anbefalt kalking; kalking gir trolig en netto reduksjon av lystgassutslipp i gjennomsnitt gjennom året.

Det mangles dokumentasjon og helårsmålinger til å anslå mengde lystgass-reduksjon ved kalking i Norge. Se også kapittel 3.7.2 – presisjonskalking, og kapittel 3.6.3 - hold pH-nivået jevnt.

3.6.2 Kalking og nedbryting av organisk materiale

Kalking kan bidra til økt avling, noe som minsker klimagass utslipp per kg avling, men som også fører til at det dannes mer planterester som senere kan brytes ned og omdannes til CO₂. Effekten av kalking på nedbryting av organisk materiale er størst ved sterk kalking i jord med høyt organisk innhold og god luftutveksling (Bechmann mfl., 2023). Innholdet av jordkarbon kan kortvarig bli redusert etter kalking, mens det ved langvarige målinger er mer sannsynlig å finne tilfeller av økning i jordkarbon, spesielt i agroøkosystemer som eng der mye organisk materiale blir igjen i jorda (Abalos mfl., 2020). Sandjord er forventet å være mer utsatt for netto tap av jordkarbon ved kalking siden den er mindre egnet til å lagre jordkarbon fra planterester. Likevel viste en dansk studie fra åker på sandjord at økt tilbakeføring av planterester kompenserte for økt nedbrytning ved kalking, og at netto jordkarbon var uendret på sikt (Abalos mfl., 2020).

Som nevnt i 3.4.1 – Belgvekster i eng, kan N-rike planterester fra lett-nedbrytbar kløver gi store lystgass-utslipp ved frysing-tining utenfor vekstsesongen. Faren for utslipp øker med høyere pH i jorda og dermed økt nitrifikasjon. Dette bør likevel ikke tolkes som en advarsel mot å anbefale kalking, men som advarsel mot å ha en stor andel belgvekster i eng eller vekstskifter. Det kan også være en samspillseffekt mellom gras- og kløverarter som minsker frysing-tining lystgassutslipp i kalket jord (Byers mfl., 2021). Det er kanskje ikke et problem i Norge med for mye kløver i enga.

3.6.2.1 Priming-effekten

En kompliserende faktor ved kalking er at tilføring av karbon i kalkingsmiddelet kan stimulere mikrobiell nedbrytning av gammelt organisk materiale i jorda (tidligere lagret jordkarbon), og økt pH kan stimulere nitrifikasjon. Dette kalles for priming-effekt. Priming-effekten i de første ukene etter kalking fører til kortvarig utslipp av lystgass- og CO₂ som gjør at klimagevinsten kan være skjult på kort sikt (Shaaban mfl., 2017).

3.6.3 Hold pH-nivået jevnt

Et feltforsøk i eng på Ås fant at vedlikeholdskalking 5 år etter grunnkalking økte kortvarige lystgass-utslipp tilknyttet økt nitrifikasjon, mens det reduserte denitrifikasjon-dominerte lystgassutslippet i påfølgende nedbørsepisoder (Vekic, Dörsch, mfl., 2023, manuskript i doktoravhandling). Dersom en kan holde et jevnt pH-nivå ved regelmessig kalking (hvert 2.-6. år ved tradisjonell karbonatkalkingsmiddel) kan en forbygge mot en slik primingeffekt (Wang mfl., 2021; se «Priming effekten» i forrige seksjon). Overkalking kan gi en større fare for priming. I et feltforsøk i Australia fant de størst priming-effekt når jord med opprinnelig pH på 6,7 ble kalket (Aye mfl., 2017). Dessuten førte planterester av N-rike åkererter til en større priming effekt enn hveterester i den første uken etter kalking, noe som demonstrerer at N-tilgjengeligheten ved kalking kan øke priming-effekten (Aye mfl., 2017).

Det mangler data for å kunne gjøre beregninger på å holde pH-nivået jevnt over tid ved regelmessig vedlikeholdskalking. Hyppighet av kalking vil være avhengig av typen kalkingsmiddel som brukes. Det påpekes at leiejord-avtaler i Norge generelt varer i 10 år, og det er mulig at leietakere kalker mindre hyppig enn grunneiere. Se også kapittel 3.7.2 – presisjonskalking.

3.6.4 Kalking og balanse mellom CO₂, lystgass og metan

I dyrket jord skjer det nettoopptak av metan fra lufta ved biologisk oksidasjon gjennom metanotrofe bakterier, og optimal pH for disse er 4,5-6,5 (Benstead & King, 2001). Et dansk forsøk viste at kalking i en jord til pH litt *under* det som gir maksimal avling kunne optimalisere balansen mellom de tre klimagassene CO₂, lystgass og metan. Dette fordi kalking for å oppnå maksimal avling med minst lystgass-utslipp kan øke CO₂-utslipp og redusere CH₄-oksidasjon, spesielt i sandjord som er mindre egnet til karbonlagring i jord (Abalos mfl., 2020). Det var ikke betydelig forskjell på lystgassutslipp i dette pH-området, men studien foregikk kun i vekstsesongen og inkluderte ikke fryse-tine perioder som kan øke lystgassutslipp fra planterester (se 3.4.1 – Belgvekster i eng, og 3.6.1 – Kalking og lystgass). Ifølge feltforsøk i graseng på Ås som inkluderte noen målinger senhøstes var anbefalingen å ikke overstige pH 6.5 for å optimalisere lystgass- og CO₂-utslipp (Vekic, Nadeem, mfl., 2023).

Resultatene så langt tyder på at en ved kalking ikke bør overstige pH 6-6,5; det avhenger sannsynligvis også av flere andre faktorer. Det trengs flere feltforsøk før det kan anbefales optimale pH-nivåer som optimaliserer utslipp av CO₂, lystgass og metan i ulike vekster, jordtyper og klimaforhold.

3.6.5 Silikatbergarter

Silikatbergarter har blitt foreslått som ikke-karbonatholdig kalkingsmiddel i jordbruket fordi de kan øke pH og binde karbon. Forvitring av silikatbergarter frigjør basekationer som Ca⁺ og Mg⁺, som reagerer med CO₂ i jorda og danner bikarbonat, dvs. at det nettosekvestrerer CO₂ (Dietzen and Rosing, 2023). Hovedspørsmålene er om hastigheten av kalkingseffekten, og effekter på lystgass-utslipp. Den norske gruveindustri genererer et overskudd av silikatmineraler som eventuelt kunne resirkuleres av jordbruksnæringen.

Et feltforsøk over to år på Ås sammenlignet silikatbergarter som kalkingsmiddel med kalsitt og dolomitt. Silikatbergartene ble oppløst for sakte til å kunne påvirke pH-nivået tilstrekkelig gjennom forsøksperioden (Vekic, Nadeem, mfl., 2023). I et forsøk med vedlikeholdskalking på det samme feltet,

ga silikatbergarten olivin i de første dagene økt, men deretter redusert lystgass-utslipp kontra ukalket kontroll, og dannet mindre CO₂-utslipp enn både kalsitt eller dolomitt. Vedlikeholdskalking ble utført samme dag som gjødsling, midt på sommeren. Resultatet over en 14 dagersperiode (umiddelbart etter kalking og gjødsling) viste mindre CO₂- og lystgass utslipp fra vedlikeholdskalking med olivin enn ved kalsitt eller dolomitt (Vekic, Dörsch, mfl., 2023, manuskript i doktoravhandling). Det skyldes sannsynligvis en sakte oppløsning av olivin.

Det kan argumenteres at den gradvise pH-effekten fra sakte oppløsning av silikatbergarter er en fordel for å holde pH-nivået jevnt (og kanskje unngå priming-effekten, se 3.6.2) og åpne for sjeldnere tilføring av kalkingsmiddel (van Noort mfl., 2018). Ifølge van Noort mfl. bør silikatbergarter bli pulverisert til under 100 mikrometer. I feltforsøket på Ås var kornstørrelsen til kalkingsmidlene <63 mikrometer som er innenfor denne anbefalingen.

Et Irsk selskap «Silicate» undersøker karbonlagring ved å tilføre pulverisert gjenvunnet betong til jorda (Hughes, 2023). Betong er et silikatmateriale som ved forvitring har en kalkende effekt på jorda (Šestan mfl., 2022) og danner løst bikarbonat som kan infiltrere til grunnvannet og lagres langsiktig i havet (Beerling mfl., 2018).

3.6.6 Kalking: Oppsummering

Kalking som anbefalt i Norge er viktig for agronomi og gir trolig netto klimagevinst når man vurderer lystgass-effekten, selv ved antagelse om at de karbonatholdige kalkingsmidlene kalsitt og dolomitt fører til CO₂-utslipp ved forvitring i sur jord. IPCC sin antagelse at alt karbonat i kalk blir til CO₂ kan vise seg å ikke være riktig og det kan hende at denne faktoren kan reduseres fra 100% til 50-75% i framtiden.

Flere av effektene av kalking inngår ikke i klimaberegninger. Økt pH kan føre til økt avling, som kan bidra til CO₂-utslipp ved senere nedbrytning. Kalking kan også stimulere både kortvarig nedbrytning av organiske materialer (og kortvarig CO₂-utslipp) og nitrifikasjon (kortvarig lystgass-utslipp). Men kalking gir generelt en netto reduksjon av lystgass-utslipp på lenger sikt. Lystgass inngår ikke i klimaregnskapet for kalking m.m. at det indirekte fører til mer N i planterester som blir pløyd inn. I Norge øker kalking faren for vinter lystgass-utslipp fra kløver, men faren reduseres ved å blande kløver med grasarter. Det er også en kalkingseffekt på metanopptak i jorda: ved pH-nivå mot og høyere enn 6,5 kan jordas naturlige opptak av metan hindres. Det trenges mer kunnskap for å anbefale optimale pH-nivåer med hensyn til avling og totalt klimagassutslipp for CO₂, lystgass og metan, og det er usikker hvis/når disse effektene vil inngå i klimaberegningen.

Større endringer i pH over kort tid kan gi større kortvarige lystgass- og CO₂ utslipp. Å holde pH mer jevn gjennom årene, og dermed unngå raske og store svingninger i pH, kan bidra til å unngå større utslipp. En mulighet er hyppigere kalking, men det forskes også på bruk av silikatbergarter, som er ikke-karbonatholdig mineraler som muligens kan både øke pH og netto-binde CO₂. Grunnet mye saktere oppløsning i forhold til kalsitt/dolomitt, kan det ta lang tid å få kalkingseffekter fra silikatbergarter, men de kan kanskje bidra til å holde en mer jevn pH over tid og/eller sjeldnere tilførsel. Se også presisjonskalking – kapittel 3.7.2.

3.7 Presisjonsjordbruk

I presisjonsjordbruk tilpasses f.eks. gjødselmengden, sprøytemengden og kalkmengden ut fra det stedsspesifikke behovet. Dette behovet kartlegges ved å sette sammen informasjon fra mange kilder, der ulike sensorer, kamera og GNSS (globale navigasjonssystemer) spiller en sentral rolle. Slikt utstyr kan monteres på traktoren, på selvgående roboter, på UAV (ubemannet helikopter eller fly, også kalt droner) eller på satellitter. Det er en stadig utvikling i både teknologiske tilbud og omfanget av bruken av de ulike verktøyene.

En rapport fra Korsæth mfl. (2019) om presisjonsjordbruk oppsummerer mulige klimabesparinger ved å ta allerede-klar teknologi i bruk. Det er ikke gjennomført nyere totalanalyser av presisjonsjordbruk etter 2019 og de følgende vurderingene og beregningene er basert på denne rapporten.

Presisjonsjordbruk er vurdert til å ha det største potensialet for klimagevinst ved bruk i eng. Dette er på grunn av stort engareal og behov for mye næringsstoffer. Deretter kommer korn og potet. Hvete utgjør et mindre areal, men gir litt høyere miljømessig og økonomisk gevinst enn bygg per dekar. Samtidig vil produksjoner med høyere verdi, som grønnsaker og hageprodukter, får raskere økonomisk gevinst ved å ta presisjonsteknologi i bruk.

Teknologi som ble vurdert i rapporten var bruk av styreassistanse, presisjonskalking, presisjonsgjødsling, og presisjons-sprøyting. Vi skal beskrive disse tiltakene nærmere nedenfor.

3.7.1 Styreassistanse

Av ulike typer styreassistanser, er den grunnleggende formen å bruke en visuell sporfølger, som gir en mer nøyaktig tilførsel av innsatsfaktorer, enten ved at de blir presisjonstilført eller jevnt tilført. Autostyring er mer avansert form for styreassistanse, og gir dermed også større klimagevinst. I 2019 var autostyring ikke vurdert som like aktuelt som visuell sporfølger, men i dag er trolig autostyring mest vanlig.

Den største klimagevinsten ved bruk av styreassistanse er gjennom spart mineralgjødsel, men redusert forbruk av diesel og andre innsatsfaktorer er også med i beregningene fra 2019. Det påpekes at Korsæth mfl. (2019) brukte oppvarmingsfaktor på 298 tonn CO₂-ekv. per tonn N₂O. Fordi beregninger for styreassistanse blander dieselforbruk med innsatsfaktorer er det ikke enkelt å omregne til nyere oppvarmingsfaktor på 265 i denne omgang. Vi referer derfor til verdier brukt i rapporten fra Korsæth mfl. (2019).

Rapporten fra 2019 så på effekten av at visuell sporfølger blir tatt i bruk på 1 890 000 daa eng, som utgjør 40% av alt fulldyrket eng per 2019. Da fant de en klimagevinst på 1,4 kg CO₂-ekv./daa, eller 2 646 tonn CO₂-ekv. årlig. I rapporten ble det i tillegg vist til at det kunne det være en økonomisk gevinst på 15 millioner kr. Hvis autostyring var tatt i bruk på samme areal, kunne det spare 3,7 kg CO₂-ekv./daa, eller 6 993 tonn CO₂-ekv. årlig (Korsæth mfl., 2019, Tabell 10).

For kornproduksjonen ble det beregnet at det å ta i bruk visuell sporfølger på 1 110 000 daa som utgjør 40 % av kornarealet (per 2019) kunne spare 0,2 kg CO₂-ekv./daa, eller 222 tonn CO₂-ekv. årlig (Korsæth mfl., 2019, Tabell 19). Den mer avanserte autostyringen i hvete ble estimert til å spare 1,45 kg CO₂-ekv./daa, og 10 % mindre for bygg grunnet lavere gjødslingsnivå. Dette ble ikke beregnet mer detaljert, men fordelt ved vekstareal for bygg og hvete er gjennomsnitt besparelse 1,3 kg CO₂-ekv./daa, på 40% alt kornareal, blir besparelse 1 443 tonn CO₂-ekv. årlig (ved oppvarmingsfaktor 298).

For potet ble det vurdert at 80 % av potetarealet var egnet til styreassistanse (80 %). Ved styreassistanse kan potetradene fortettes, noe som øker både avling og innsatsfaktorer per dekar. Derfor er klimagevinsten størst fra redusert dieselforbruk, men den ble ikke beregnet. Det ble videre pekt på at autostyring, den mest avanserte formen for styreassistanse, ga en økonomisk gevinst på hele 47 mil kr som følge av at man kunne fortette potetsetning.

3.7.2 Presisjonskalking

Ved beregning av klimagevinsten antar en ikke at mengden kalk endres, men at lystgass-utslipp reduseres ved at en oppnår et mer jevt pH på nivå som hindrer lystgassproduksjon fra denitrifikasjon (Korsæth mfl., 2019). Ifølge Russenes mfl. (2016) er lystgass-utslipp utenom vekstsesongen sterkere assosiert med pH enn med mengde jordkarbon eller jordnitrat. Argumenterer for presisjonskalking er på samme linje som for å holde pH-nivå mer jevn gjennom årene (se kapittel 3.6.2 – kalking og nedbryting av organisk materiale).

Beregninger for presisjonskalking brukte 30% av engarealet istedenfor 40% (som for gjødsling) med antagelse at en del jord ikke har stort spenn i pH-nivå. Beregningen for presisjonskalking antok også jevn gjødsling på arealet, men det påpekes at å kombinere presisjonskalking med presisjongjødsling kunne øke gevinsten vesentlig ved å øke avling og redusere lystgass-tap fra områder som hadde for lav pH og dårlig N-utnyttelse fra før (Korsæth mfl., 2019).

Presisjonskalking på 30% (1 420 000 daa per 2019) av arealet med fulldyrket eng kunne gi årlig gevinst på 8,1 kg CO₂-ekv./daa/år ved redusert lystgass-utslipp, eller 11 502 tonn CO₂-ekv./år (Korsæth mfl., 2019, Tabell 19). Her kan det omregnes med oppvarmingsfaktor for lystgass på 265, til 7,2 kg CO₂-ekv./daa/år eller 10 228 tonn CO₂-ekv./år.

Presisjonskalking på 30% (830 000 daa per 2019) av alt kornareal, med samme antagelser som i eng, kunne spare 3,45 kg CO₂-ekv./daa/år, eller 2 864 tonn CO₂-ekv./år (Korsæth mfl., 2019, Tabell 19), omregnet med oppvarmingsfaktor for lystgass på 265 til 3,07 kg CO₂-ekv./daa/år eller 2 547 tonn CO₂-ekv./år.

Fordi N-overskudd gir høyere lystgass-utslipp i lav-pH jord, kan det være fordel med å praktisere både presisjonskalking og presisjongjødsling (Korsæth mfl., 2019).

3.7.3 Presisjongjødsling og -sprøyting

Presisjongjødsling av eng med variabel tildeling og sensor ble ikke beregnet i Korsæth mfl. (2019) fordi teknologien var mindre utviklet i eng enn i korn. Sakte oppløsning av organisk N fra husdyrgjødsel og ujevn plantefordeling blant gras- og kløverarter gir et komplisert bilde av behovet for N på enkelte steder i eng. Man kan imidlertid gjødsle ulike skifter i feltet ifølge ulike avlingspotensialer (NLR Innlandet, 2023). Det er heller ingen fordel med å delgjødsle mellom slåtter i eng grunnet at mye voksende gras blir kjørt over (Korsæth mfl., 2019; Nadeau mfl., innsendt 2023).

Beregning for presisjongjødsling i korn antok at i overgjødslet områder blir 50% av N-overskuddet tapt til avrenning, og derfor blir indirekte lystgass-utslipp fra avrenning redusert ved 50% per kg overskudd N unngått ved presisjongjødsling. Dette i tillegg til en reduksjon av 1% direkte lystgass-utslipp per kg unngått overskudd N (Korsæth mfl., 2019). Presisjongjødsling i korn ga den største klimagevinst etter presisjonskalking i eng, med besparelse på 10,6 kg CO₂-ekv./daa/år, som på 30% (830 000 daa per 2019) av alt kornareal gir 8 798 tonn CO₂-ekv./år (Korsæth mfl., 2019, Tabell 19) samt 14 mil kr økonomisk gevinst. Omregnet med oppvarmingsfaktor for lystgass på 265 er dette 9,4 kg CO₂-ekv./daa/år eller 7 824 tonn CO₂-ekv./år.

Fordi N-overskudd gir høyere lystgass-utslipp i jord med lav-pH kan det være en fordel med å praktisere både presisjonskalking og presisjongjødsling (Korsæth mfl., 2019).

Det er lite erfaring og en del utfordringer med presisjongjødsling i potet, men 80% (100 000 daa per 2019) av potetarealet ble vurdert som egnet for det. Basert på utslippene for bygg med tillegg på 20% p.g.a. antatt større risiko for N-tap generelt, ble det estimert at en ved presisjongjødsling i potet kunne spare 10,2 kg CO₂-ekv./daa, eller 1 023 tonn CO₂-ekv. årlig (Korsæth mfl., 2019, Tabell 19). Omregnet med oppvarmingsfaktor for lystgass på 265 er dette 9,1 kg CO₂-ekv./daa/år eller 910 tonn CO₂-ekv./år.

Presisjonssprøyting på 70% (1 950 000 daa per 2019) av alt kornareal, med antagelse om at 50% mindre areal blir sprøytet enn ved jevn sprøyting, ga den største økonomiske gevinsten på 26 mil kr, samt 0,6 kg CO₂-ekv./daa, eller 1 170 tonn CO₂-ekv. årlig fra redusert produksjon og transport av plantevernmidler (Korsæth mfl., 2019, Tabell 19).

3.7.4 Framtidige utvikling av presisjonsjordbruk

Fra rapporten om presisjonsjordbruk (Korsæth mfl., 2019) ble det gjort noen vurderinger av fremtidig utvikling av presisjonsjordbruk:

Avlingskartlegging: sanntidsmåling ved høsting, sensorer, m.m kan redusere mengden innsatsfaktorer, samt gi bedre planlegging for fôr/kvalitet (Korsæth mfl., 2019).

Avlingskartlegging i eng kan gjøres ved NIR-sensor enten før høsting ved drone, eller montert på høstingsutstyr som registrerer avling og noen kvalitetsparametere. Fordeler med avlingskartlegging i eng er fôrplanlegging, og at informasjon kan brukes som en faktor i gjødselplanlegging (Korsæth mfl., 2019).

Variabel gjødsling: I 2019 ble det ikke utredet klimagevinsten fra variabel tilføring av P eller K, primært fordi NPK fullgjødsel var på den tiden billigere enn ren P- eller K- gjødsel (Korsæth mfl., 2019). Husdyrgjødselkalkulatoren kan brukes for å beregne N-virkningen av husdyrgjødsel og så supplere med riktig mengde mineralgjødsel.

Reetablering av eng: En annen mulighet er gjensåing av glissen eng som alternativt til pløying og reetablering. Pløying av eng tilfører en direkt lystgass-utslipp på 1% basert på planterester som pløyes inn.

Pågående forskning og utvikling

Et av de viktigste prinsippene for presisjonsjordbruk er å målrette bruken av innsatsfaktorer ut fra kunnskap om variasjon i jorda og vekstenes status og avlingspotensial. Metoder for forbedret utnyttelse av nitrogen vil ha direkte betydning for beregnet lystgassutslipp.

I prosjektet **IMPRESS** har hovedmålet vært å bidra til å heve avling og kvalitet i norsk grovfôrproduksjon. Prosjektet har utviklet og tilpasset teknologi og modeller som kan brukes som verktøy i et framtidig presisjonsjordbruk for grovfordyrkinga. Presise estimater for oppnådde avlinger er av de viktige forutsetningene og de bør ha høy oppløsning i tid og rom. IMPRESS prosjektet har utviklet en prototype for en sensorpakke med tilhørende posisjoningsutstyr som kan monteres på traktor eller andre bakkegående kjøretøy. Prototypen er grunnlaget for et verifiseringsprosjekt finansiert av NFR (startet 2022) der en undersøker interesse og grunnlag for å utvikle et kommersielt salgsprodukt til en rimelig pris (Geipel mfl., 2019).

Muligheter for å fordele planlagt gjødselmengde på flere tidspunkt i vekstperioden er gjerne en forutsetning for å praktisere presisjonsgjødsling. Kunnskap om nitrogenopptak og nitrogenbehov i ulike vekstperioder er bygd inn i den nyutvikla beslutningsstøttemodellen, NORNE, som simulerer produksjonen og nitrogenbehovet i enga på grunnlag av værvARIABLE, jorddata og opplysninger om kløverinnhold (Hjelkrem mfl. 2023).

Prosjektet har lagt grunnlag for å gi gode prediksjoner av stående avling og kvalitet i eng med å bruke rimelige sensorløsninger montert på droner. Slike vil gi mulighet for å kartlegge status også på tidspunkt der det ikke er aktuelt å kjøre i enga. Modellen utvikles nå videre for å kunne kalibreres «on the go» med satellittbilder som er mer lettvinnt enn å bruke dronedata.

I det pågående **REQUEST**-prosjektet <https://precisionag.no/project/requestno/>, fasilitert av NIBIO sitt teknologioverføringselskap (ARD), utvikles traktormonterte løsninger som henter inn informasjon fortrinnsvis mens enga slås. Dette kan gi aktuell informasjon i vekstsesongen som gir grunnlag for å gjødsle rett i forhold til plantevekstens utvikling det enkelte år. REQUEST vil bidra til å gi bonden en metodikk som en enkel å bruke, men likevel avansert løsning for avlingsregistrering, og dermed legge til rette for økt utnyttelse av norske fôrressurser i meieriproduksjonen.

I prosjektet **PRESIS** (2020-2024) <https://www.nibio.no/prosjekter/presis/> er det mål om å videreutvikle teknologiske løsninger for enda bedre presisjonsjordbruk, og samtidig sørge for at

løsningene kommer ut i praksis til gårdene. Hovedmålet med dette prosjektet er å utvikle et helhetlig system som skal sørge for at alle norske gårdbrukere som ønsker får tilgang på brukervennlige, teknologiske tjenester som er godt testet og tilpasset norske forhold, og som sikrer bonden sjøleierskap til og lagrings-løsninger for innsamlede data. Dette er informasjonstjenester som har potensial til å redusere unødige klima- og miljøbelastninger fra jordbruket og/eller gi økt effektivitet og bedre driftsøkonomi på gårdsnivå. Skreddersydd brukerstøtte og rådgivning med fokus på skjæringspunktet mellom ny teknologi og agronomi skal være en integrert del av systemet.

3.8 Forskning på nye tiltak

3.8.1 Cloacibacter

Et pågående prosjekt hos N-gruppen ved NMBU har identifisert en bakteriestamme av *Cloacibacter* som «spiser» lystgass i jorden uten å produsere lystgass. Bakteriestammen kan vokse i biorest eller husdyrgjødsel og overlever etter tilførsel av materialet ut på jorden. I pottforsøk ble lystgassutslippet redusert mellom 40-95%, og Hiis, Vick mfl. (innsendt 2023) beregner at tilføring av *Cloacibacter* kan redusere direkte lystgass-utslipp fra flytende husdyrgjødsel med 60% (Hiis, Vick mfl., innsendt 2023). Det utføres nå feltforsøk.

3.8.2 Nitrifikasjonshemming

Ved nitrifikasjon av NH_4^+ i organiske materialer til NO_2^- og NO_3^- danner lystgass som et biprodukt. Det foregår i jorda når det er tilstrekkelig åpne jordporer (tilgang til O_2) og substrat (NH_4^+ , organisk materialer). Ammoniakkoksiderende bakterier (AOB) gir mer lystgassutslipp per N enn ammoniakkoksiderende arkebakterier (AOA) (Hink mfl., 2017). Dimetylphenylpiperazinium (DMPP) gir en selektiv hemming av AOB i jorden slik at AOA tar mer av jobben og nitrifikasjon går saktere, noe som både reduserer nitrifikasjon, andel lystgass fra nitrifikasjon, og mengde lystgass fra nitrifikasjon-indusert denitrifikasjon (Bakken & Frostegård, 2020).

Fordelen med å bruke nitrifikasjonshemmeren DMPP er forventet å være større i kalket jord enn i sur jord, fordi det å øke pH-nivå øker både nitrifikasjon og andel AOB i forhold til AOA. DMPP-tilsetning ble utforsket i et labforsøk på jord tatt fra et kalkingsforsøksfelt på Ås. Jordprøver med forskjellige pH-nivå på 5.5 og 6.5 ble tilsatt ammonium som simulert gjødsling. Den kalkede jorden, som fra før hadde omtrent dobbelt nitrifikasjonshastighet som ved ukalket kontroll, fikk ved DMPP-behandling 80% redusert lystgass-mengde over fire dager. Kontroll jorda med lavere pH hadde 50% redusert lystgass-mengde ved DMPP-behandling (Vekic, Song, mfl., 2023).

Et labforsøk med tyske jordprøver viste at nitrifikasjonshemming var enda mer effektiv for å redusere lystgass-utslipp fra jord med tilsatt halm enn uten halm (Wu mfl., 2017). Dette fordi halm gir letttilgjengelig karbon som favoriserer denitrifikasjon og O_2 -konsum. Det betyr at nitrifikasjonshemming kan også være en effektiv strategi i jord med høyt organisk innhold, der man forventer at det kommer mest lystgass fra denitrifikasjon, ved å redusere nitrifikasjon-indusert denitrifikasjon.

Et feltforsøk i Danmark målte lystgass-utslipp i vårbygg og vårraps gjødslet som anbefalt, med og uten DMPP-behandling. Emisjonsfaktorer for direkt lystgassutslipp ble beregnet fra målinger over de følgende 2 måneder i vekstsesongen, dvs. *ikke* i hele året. DMPP reduserte EF i vårbygg fra 0,037% til 0,025%, og i vårraps fra 0,148% til 0,036% (Tariq mfl., 2022).

Flere feltforsøk med lystgass-målinger gjennom hele året trenges for å kunne kvantifisere klimapotensialet av nitrifikasjonshemming.

3.8.3 Plasmabehandling og forsuring av husdyrgjødsel

Plasmabehandling av husdyrgjødsel og andre biorester kan hindre lystgass-dannelse fra denitrifikasjon i forhold til kun behandling med salpetersyre (HNO_3) (Hiis, Nyvold, mfl., innsendt 2023). Selskapet N2 Applied AS har utviklet en slik teknologi som senker pH slik at mer ammoniakk (NH_3 , tapes til luft) blir til ammonium (NH_4^+), som ikke fordamper, men blir igjen i materiale (husdyrgjødsel). Prosessen danner i tillegg nitrat som er umiddelbart plantetilgjengelig. Produktet inneholder derfor både organisk materialer, ammonium og nitrat.

Det er gjennomført et treårig forskningsprosjekt om avlings- og klimaeffekter langs livssyklusen til produktet fra N2 Applied, i samarbeid med NMBU og Høgskolen i Innlandet. Det er rapportert nær til 100% reduksjon i metan-utslipp i lagringsfasen, utendørs om sommeren over tre år (Nyvold & Dörsch, innsendt 2023). Siden mer nitrogen er igjen i materialet etter behandlingen er det viktig å dokumentere lystgass-effekten av gjødselproduktet både ved lagring og videre spredning i felt. Den N-anrikede gjødselen vil gi utslipp av lystgass under lagring og spredning, men prosjektet anslår at løsningen totalt sett reduserer klimagassutslipp (se tall i N2 Applied, 2023). Flere tiltak er under utvikling for å redusere lystgass-utslippet ytterligere, som automatisert pH-overvåking og parameterjustering under lagring for å unngå denitrifikasjon, samt en oppdatert produksjonsprosess som gir en lavere nitritt til nitrat forhold, som reduserer lystgass-utslipp både under lagring og etter spredning (N2 Applied, 2023).

NMBU planlegger å forsøke tilsetning av *Cloacibacter* (kap 3.8.1) til husdyrgjødsel som har gjennomgått N2 Applied sin prosess, og håper å kunne redusere lystgass-utslipp når den blir brukt som gjødsel i feltet.

4 Husdyrgjødseltiltak

4.1 Utslipp fra husdyrgjødsel

Husdyrgjødsel kan gi direkte utslipp av metan (CH_4) og lystgass (N_2O) under lagring. I tillegg kan tap av ulike former nitrogen (N) til luft og deretter nedfall føre til indirekte lystgassutslipp. Ammoniakk (NH_3) utgjør det største N-tapet til luft, og tapet skjer fra gjødsel i husdyrrom, på lager og ved spredning. Nitrogen kan også tapes til vann ved avrenning og utvasking og senere føre til indirekte lystgassutslipp. Når nitrogen i husdyrgjødsel blir tilført jord kan det gi direkte lystgassutslipp.

Utslipp fra husdyrgjødsel i husdyrrom og lager ble i 2021 estimert i CRF-tabeller (Norway, 2023) til henholdsvis 406 000 og 145 000 tonn CO_2 -ekvivalenter metan og lystgass (direkte og indirekte), totalt 551 000 tonn CO_2 -ekvivalenter (Norway, 2023). Samme år ble det tilført rundt 56 500 tonn total-N fra gjødsling med husdyrgjødsel på jordbruksareal og rundt 24 400 tonn total-N ble tilført areal gjennom gjødsel fra beitedyr. Direkte lystgassutslipp fra husdyrgjødsel tilført jordbruksareal og fra gjødsel fra beitedyr var henholdsvis 235 000 og 159 000 tonn CO_2 -ekvivalenter, totalt 394 000 tonn CO_2 -ekvivalenter. Tap av ammoniakk er regnet å være litt større fra spredning av husdyrgjødsel enn fra husdyrrom og lager, henholdsvis 12 900 og 12 400 tonn NH_3 i 2021. Fra gjødsel lagt på beite ble det samme året estimert et utslipp på 1 900 tonn NH_3 (EMEP 2023). I utslippsregnskapet blir de indirekte utslippa knyttet til nedfall av nitrogenforbindelser og avrenning fra jordbruksareal slått sammen for alle kilder. I 2021 var dette 208 000 tonn CO_2 -ekvivalenter (Norway, 2023). Legger man 80 900 tonn husdyrgjødsel-N tilført jordbruksareal inkludert beite i 2021 til grunn, blir de indirekte utslippa fra spredning av husdyrgjødsel rundt 110 000 tonn CO_2 -ekvivalenter i 2021. Totalt utslipp fra husdyrgjødsel i 2021 blir dermed 1 056 000 CO_2 -ekvivalenter.

Husdyrgjødseltiltak handler både om å redusere de direkte utslippa og de indirekte ved å redusere tap av ammoniakk og ta bedre vare på nitrogenet i gjødsla. I rapporten fra 2018 (Bardalen mfl. 2018) beregnet man et reduksjonspotensiale på 12 000 tonn CO_2 -ekvivalenter per år for miljøvennlig spredning og gunstigere spredetidspunkt for husdyrgjødsel. Bedre utnyttelse av husdyrgjødsel inngikk også som forutsetning for 10% redusert bruk av nitrogen fra mineralgjødsel. Det ble estimert et reduksjonspotensiale på 55 000 tonn CO_2 -ekvivalenter per år ved behandling av 20% av husdyrgjødsel i biogassanlegg i 2030. Substitusjonseffekten på 80-100 000 tonn CO_2 -ekvivalenter kom i tillegg til dette.

4.2 Tiltak for reduserte ammoniakksutslipp

Siden rapporten fra 2018 har man fått nye aktivitetstall gjennom gjødselundersøkelsen i 2018 (Kolle og Oguz-Alper 2020) og Landbrukstillingen i 2020 (SSB, 2021). Det er også utviklet modeller som estimerer tap av nitrogen (N) til luft (Carbon Limits 2020) og utslipp av metan (CH_4) (Carbon Limits 2019) fra husdyrgjødsel.

I 2019 ble det gjennom et felles oppdrag fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet gjort et forsøk på å estimere reduksjon av utslipp av ammoniakk (NH_3), lystgass (N_2O) og metan (CH_4) ved innføring av ammoniakktiltak (Rivedal mfl. 2019). Her var gjødselundersøkelsen i 2018 brukt som utgangspunkt for aktivitetsdata, og N-modellen for husdyrgjødsel brukt til utregningene. Man antok at stripespredning i kombinasjon med tilføring av mer vann kunne brukes på en større andel av husdyrgjødsel på eng. Ved å inkludere utsleppsreduksjon fra redusert bruk av mineralgjødsel-nitrogen ble det estimert et potensiale for reduksjon på rundt 30 000 tonn CO_2 -ekvivalenter i 2030. Andre tiltak ble også regnet på (Tabell 4.1.). Rapporten ble brukt som grunnlag for beregningene av husdyrgjødseltiltakene i Klimakur 2030 (Miljødirektoratet 2020). I 2022-2023 ble gjødseltiltakene i Klimakur 2030 oppdatert etter ny kunnskap (Miljødirektoratet 2023a). NIBIO leverte aktivitetsdata for tiltaka; Dekke på gjødsellager svin, Miljøvennlig spredning, Bedre spredetidspunkt og

lagerkapasitet for husdyrgjødsel. Vi ser ingen grunn til å endre på disse aktivitetsdataene og vil bruke disse i de videre utregninger.

Tabell 4.1. Dei mest aktuelle ammoniakktiltaka i jordbruket og estimert utsleppsreduksjon av ammoniakk (NH₃), lystgass (N₂O), metan (CH₄) og CO₂-ekvivalentar i tonn/år i 2030. For spreietiltaka inkluderer tonn CO₂-ekvivalentar reduserte tap frå spart mineralgjødsel. Varmeeffekten (GWP100) brukt i det norske utslippsregnskapet var her: 1 kg lystgass = 298 kg CO₂, og 1 kg metan = 25 kg CO₂ (Kjelde: Rivedal mfl. 2019).

Tiltak	NH ₃ utslepps- reduksjon tonn/år 2030	N ₂ O utslepps reduksjon tonn/år 2030	CH ₄ (gjødsel) utslepps- reduksjon tonn/år 2030	CO ₂ e utsleppsreduksjon inkl spart mineralgjødsel-N tonn/år 2030
Stripespreiing i kombinasjon med 1:1 del vatn (70% av potensialet på 85%)	3560	46	0	30930
Stripespreiing i kombinasjon med syre (30% av potensialet på 85%)	2100	27	0	18250
Auke frå 11 til 34% nedmolda mengde gjødsel innan 1 time	560	7	0	4850
Redusert bruk av mineralgjødsel som følgje av spreietiltak (5125 tonn N)	290	101 (inkl.direkte og andre indirekte)	0	Inkludert i spreietiltaka
Auke i andelen gjødsel lagt på beite frå 16-25% for mjølkekyr	800	-23	470	4830
Optimalisering og intensivering i storfe-produksjonen	810	68	Ikkje utrekna, fokus på N	20160
<i>Totalt potensiale</i>	<i>8110</i>	<i>226</i>	<i>470</i>	<i>78470</i>

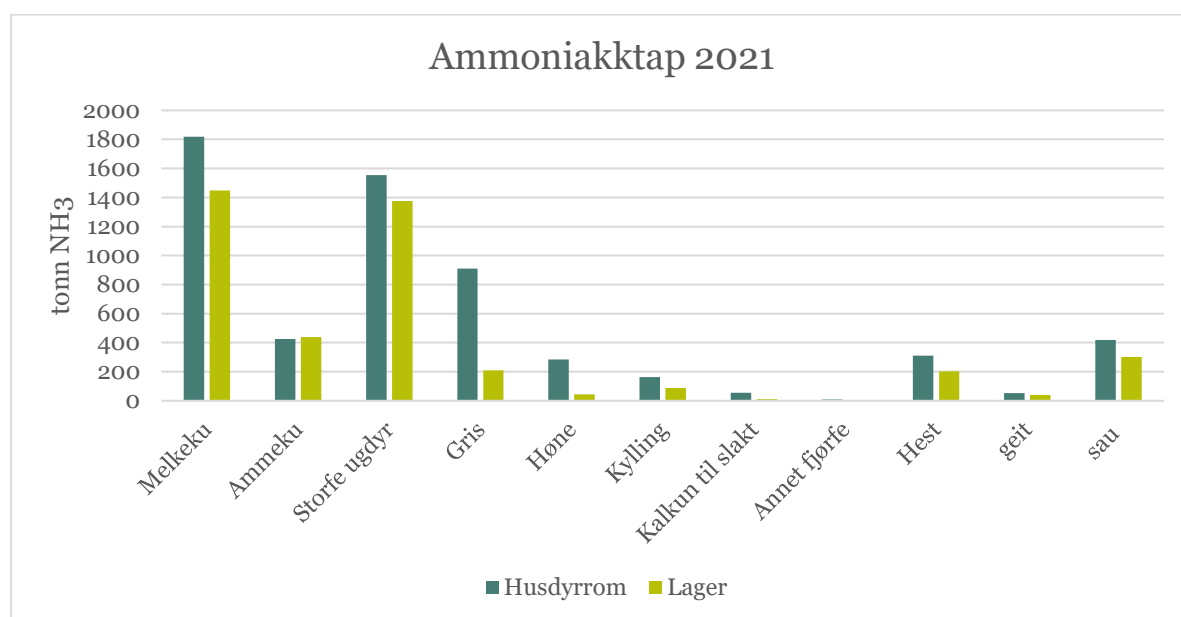
4.3 Tak på åpne gjødsellager

Tak på gjødsellager kan øke lagerkapasiteten og medvirke til at en større del av husdyrgjødsel blir spredd om våren. I tillegg vil tak og ulike dekker på lager for husdyrgjødsel påvirke utslipp av metan, ammoniakk og lystgass. En grundig vurdering av utslipp fra lagring av husdyrgjødsel finst i vedlegg 1 av Sissel Hansen i NIBIO-rapporten «Tiltak for å redusere ammoniakkslepp frå jordbruket» (Rivedal mfl. 2018). Generelt vil tett lagring, tak og ulike typer dekker redusere fordampingen av ammoniakk fra gjødsellager. Porøse dekker og naturlige skorper kan øke det direkte lystgassutslippet pga at ammonium (NH₄)-N i gjødsel kan bli nitrifisert til nitrat (NO₃)-N ved tilgang på luft. Lystgass kan bli dannet i nitrifiseringsprosessen, men også dersom nitrat-N deretter blir denitrifisert. Dette kan skje under vekslende aerobe og anaerobe forhold. For reduksjon av metanutslipp må metan produsert i gjødsel oksideres i et porøst dekke eller naturlig skorpe. Tabell 4.2 viser at det er melkekyr og ungdyr som står for den største mengden nitrogen i husdyrgjødsel og at gris er størst av de andre produksjonene. Estimater av ammoniakkslipp viser at for storfe er det omtrent like store utslipp fra husdyrrom og lager, mens for gris (og for høns) er andelen tapt i husdyrrom veldig mye større enn andelen tapt fra lager (Figur 4.1). Utslippsestimatene i det norske utslippsregnskapet bygger på europeiske modeller og utslippsfaktorer. Vi har ingen målinger av ammoniakkslipp fra norske fjøs

som danner grunnlag for utslippsfaktorer, så estimata er veldig usikre. Et nytt prosjekt med oppstart i 2024 finansiert av det nasjonale Klima- og miljøprogrammet har som mål å skaffe data for ammoniakkta i grise- og storfe fjøs og kartlegge ulike forhold i fjøs og lager som kan påvirke ammoniakktutslippet.

Tabell 4.2. Nitrogen (tonn total-N) i husdyrgjødsel fra ulike dyreslag samlet opp i fjøs og lager i 2021 estimert med NIBIO sin klimagassmodell med metodikk i henhold til det norske klimagassregnskapet (Miljødirektoratet 2023b)

Melkeku	Amme-ku	Storfe ungdyr	Gris	Høne	Kylling	Kalkun til slakt	Annet fjørfe	Hest	Geit	Sau
22239	6180	18702	6456	3126	2215	417	43	3091	563	4450



Figur 4.1 Ammoniakkta (tonn NH₃) fra ulike husdyr i husdyrrom og lager i 2021 estimert med NIBIO sin klimagassmodell med metodikk i henhold til det norske klimagassregnskapet (Miljødirektoratet 2023b).

For storfe gjødsel har tidligere utregninger vist at tak og dekke på utendørs lager **ikke** gir utslippsreduksjon slik modellene beregner utslipp i dag. Reduksjon i ammoniakktutslipp på grunn av tykkere skorpedanning blir utlignet av økt direkte lystgassutslipp og faktoren for metanutslipp er den samme med og uten tak (Rivedal mfl. 2022). Potensialet for reduksjon av ammoniakk ved tak og dekker på utendørs lager for grise gjødsel er veldig lite da ammoniakktapet er estimert til kun 210 tonn NH₃ per år i 2021. Derimot er det er større potensiale for reduksjon av metanutslipp fra grise gjødsellager (tabell 4.3). Det blir ikke dannet skorpe på grise gjødsel, og for å redusere metanutslippet må man bruke porøse dekker som halm og lecakuler for at metan kan oksideres. I utslippsregnskapet reduseres metanutslippet dersom det blir brukt dekker som inngår i «Annet flytende dekke». Det gjør halm, men ikke lecakuler som blir definert som «Kunstig flytende dekke»

Tabell 4.3 Estimert metanutslipp (tonn CO₂-ekvivalenter) fra lagring av husdyrgjødsel fra ulike dyreslag i 2021. Kilde: CRF (Norway, 2023).

Melkeku	Ammeku	Storfe ungdyr	Gris	Sau	Hest	Fjørfe	Geit
6136	1373	2924	2003	701	883	379	80

I 2020 var 46,5% av grise gjødsel lagret i gjødselkummer der 32,4% var uten dekke, 8,1% med tett dekke, 1,6% med kunstig flytende dekke og 4,4% med annet flytende dekke (Landbrukstellinga 2020: SSB, 2021). Vi har regnet på effekten av å gradvis innføre et porøst dekke på alle gjødselkummer som per i dag ikke har dekke. Maksimal utslippsreduksjon per år er oppunder 8000 tonn CO₂-ekvivalenter, men vi tror ikke dette er realistisk å oppnå før i 2035.

4.4 Spredetidspunkt

Mangel på lagerkapasitet gjør at en del husdyrgjødsel blir spredd om høsten. Tak på åpne lager kan gi bedre lagerkapasitet, særlig i områder med mye nedbør. Utslippsregnskapet fanger kun opp et større ammoniakktap ved spredning om høsten istedenfor om våren. Ved beregning av lystgassutslipp er avrenning og utvasking av nitrogen regnet til 22% av tilført nitrogen uavhengig av spredetidspunkt, men vi vet at avrenningen er større om høsten (Oskarsen mfl. 1996, Riley mfl. 1999, Sandvik mfl. 1997). Det er også godt mulig at ingenting av det lett tilgjengelige nitrogenet kommer til nytte hvis veksten ikke blir høstet eller beitet etter gjødslinga. Det er stor usikkerhet om det organiske nitrogenet kommer til nytte. I følge gjødselundersøkinga i 2018 (Kolle og Oguz-Alper 2020) ble 6-7% og 9% av husdyrgjødsel brukt til henholdsvis eng/beite og åker spredd om høsten, noe som totalt tilsvarer 2500 tonn total-nitrogen. Flytter man all denne gjødsel til våren ved gradvis innfasing vil dette gi en reduksjon på ammoniakktutslipp på maksimalt 670 tonn CO₂-ekvivalenter per år i 2035. Reduserer man bruken av mineralgjødsel-N på grunn av at nitrogenet i husdyrgjødsel blir bedre tatt vare på, tilsvarer dette en reduksjon på maks 650 tonn CO₂-ekvivalenter per år. Total reduksjon som følge av redusert ammoniakktap blir dermed rundt 1300 CO₂-ekvivalenter per år. Det er grunn til å tro at dette er understimert på grunn av at utslippsregnskapet bare fanger opp en liten del av endringene. Man kan anta at nitrogenet i denne gjødsel ikke blir brukt til plantevekst, og at dersom den heller ble spredd på våren kan man spare mer mineralgjødsel-nitrogen. Hvis man antar at halvparten av total-nitrogenet spredd om høsten går tapt kan man spare 1250 tonn mineralgjødsel-N som tilsvarer over 6300 tonn CO₂-ekvivalenter per år.

4.5 Miljøvennlig spredemetode

I 2020 ble 25% av husdyrgjødsel til eng spredd med stripespreder (nedlegging), 70% med bredspreder/kanon, 4,4% med utstyr for fastgjødsel og bare 0,6% med nedfeller (Landbrukstellinga 2020: SSB, 2021). Stripespredning av husdyrgjødsel er effektivt og et godt innarbeidet tiltak som gis støtte til i hele landet gjennom regionalt miljøprogram (RMP). I 2020 var det søkt tilskudd til nedlegging/nedfelling av husdyrgjødsel på 650 000 daa totalt, og i 2022 hadde dette økt til over 890 000 daa (Landbruksdirektoratet 2023c). Det er usikkert hvor stor del av engarealet det er praktisk mulig å bruke stripespredning på i kombinasjon med slangetilførsel, men stripespreder kan også brukes i kombinasjon med vogn. Vi har regnet på en økning i stripespredning på eng fra 25 til 64% på bekostning av breispredning, som da blir liggende på rundt 30%. Siden dette er et godt innarbeidet tiltak har vi sagt at dette kan oppnås innen 2030, men det er mulig dette er litt optimistisk. På samme tid øker vi andelen gjødsel som er blandet med 1 del eller mer vann fra 21 til 64%. Stripespredning er avhengig av lavt tørrstoffinnhold i gjødsel.

I åpen åker er tiden fra gjødsling til nedmolding viktigere enn spredemetode når det gjelder ammoniakktutslipp. I følge Landbrukstellinga 2020 ble 13% av husdyrgjødsel nedmoldet innen 1 time, mens andelen nedmoldet innen 1-4 timer, 4-12 timer og etter 12 timer/ikke nedmoldet var lik og lå på 29% (SSB, 2021). Vi har regnet på potensialet for utslippsreduksjon ved å øke andelen nedmoldet innen 1 time til 25% og andelen nedmoldet innen 1-4 timer til 50%, mens andelen nedmoldet innen 4-12 blir redusert til 25% og andelen nedmoldet etter 12 timer/ikke nedmoldet blir satt til 0 gradvis fram til 2035.

Maksimal utslippsreduksjon på grunn av redusert ammoniakktap er regnet til 12 000 tonn CO₂-ekvivalenter per år i 2035. Redusert utslipp fra bruk av mineralgjødsel som følge av at man tar bedre

vare på nitrogenet i husdyrgjødsel utgjør omtrent et like stort potensiale. Total utslippsreduksjon blir dermed rundt 24 000 tonn CO₂-ekvivalenter per år ved full innfasing.

4.6 Bedre arealmessig utnyttelse av husdyrgjødsel

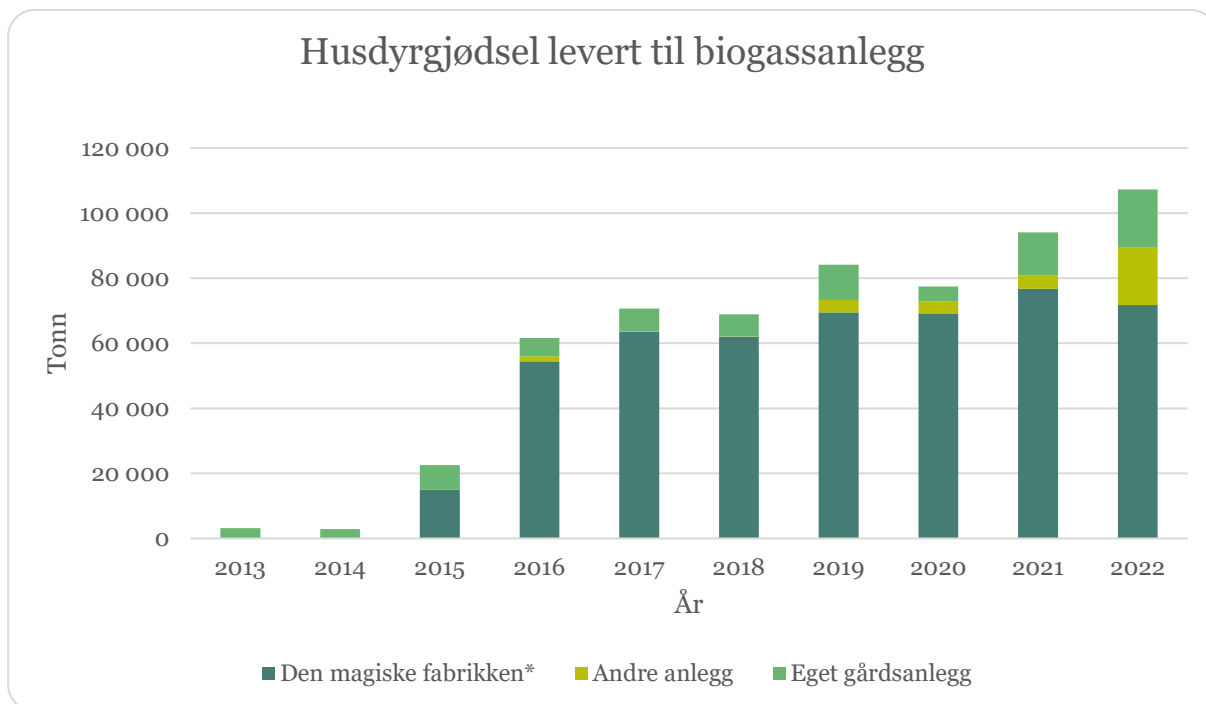
Rapporten fra 2018 tallfestet ikke potensiale for bedre arealmessig utnyttelse av husdyrgjødsel på utslipp av klimagasser. Rivedal mfl. (2022) beregnet at rundt 40% av jordbruksarealet får tilført husdyrgjødsel minst en gang i sesongen og at gjennomsnittlig mengde da ble på 2,8 tonn/daa. For fulldyrket eng får 50% av arealet tilført husdyrgjødsel og gjennomsnittlig mengde blir 3,1 tonn/daa. Det er begrenset effekt av å fordele mengden husdyrgjødsel på et større areal når man bruker disse tallene som utgangspunkt. I praksis blir ikke husdyrgjødsel fordelt jevnt, men vi har ikke tall i husdyrgjødselundersøkelsene om mengde husdyrgjødsel per daa. Det blir nok brukt mer husdyrgjødsel nær fjøs og lager, men det er vanskelig å regne på hvordan bedre fordeling mellom skifter vil slå ut. Her måtte man også tatt hensyn til økt utslipp fra økt transport.

4.7 Biogass

Ved behandling av husdyrgjødsel i biogassanlegg vil lagringstiden for ubehandlede husdyrgjødsel på gårdsbruket bli redusert. Dette vil redusere utslipp av metan, ammoniakk og lystgass avhengig av type gjødsel og type lager. Det blir ikke dannet skorpe i lager med biorest slik det gjør på lager med ubehandlet gjødsel fra for eksempel storfe. Dermed kan ikke eventuell metan bli oksidert i skorpa, og man har ikke beskyttelse for ammoniakktap. Mangel på skorpe kan redusere de direkte lystgassutslippene. Det er en større andel lett-tilgjengelig nitrogen (NO_x) av det totale nitrogeninnholdet i biorest enn i ubehandlet gjødsel (Rittle mfl. 2023). Mange forventer dermed at man kan redusere mineralgjødsel-nitrogen uten at det går utover avlingene. På grunn av større fare for ammoniakktap fra lagring og spredning av biorest har man ikke oppnådd denne effekten (Holly mfl. 2017). Man må derfor gjøre tiltak som reduserer ammoniakktap, som dekke/tak på lager og bruk av miljøvennlige spredemetoder.

I rapporten fra 2018 ble det estimert et reduksjonspotensiale på 55 000 tonn CO₂-ekvivalenter per år ved behandling av 20% av husdyrgjødsel i biogassanlegg i 2030. Klimakur 2030 og Landbrukets Klimaplan har som mål at 25% av husdyrgjødsel skal behandles i biogassanlegg i 2030, der 6% skal skje i gårdsanlegg og 19% i sentrale anlegg.

Landbruksdirektoratet (2023c) sin statistikk viser en økning i husdyrgjødsel levert til biogassanlegg (figur 4.2). I 2022 ble nesten 90 000 tonn levert til sentrale anlegg (mesteparten av dette til Den magiske fabrikk, tidligere Greve biogass) og 18 000 tonn ble behandlet på egne gårdsanlegg. På tross av satsingen på biogass og tilskudd på over 13 mill. kr utbetalt i 2022 blir bare 1,3% av husdyrgjødsel behandlet i biogassanlegg (Landbruksdirektoratet 2023d).



Figur 4.2. Tonn husdyrgjødsel levert til biogassanlegg i perioden 2013 til 2022 oppdelt etter gårdsanlegg, Den magiske fabrikken (tidligere Greve biogass) og andre anlegg (sentrale). Kilde: Landbruksdirektoratet 2023c.

Vi har regnet på potensiale for utslippsreduksjon ved å behandle 6% av husdyrgjødsel i gårdsanlegg og 19% i sentrale biogassanlegg. Effekten i utslippsregnskapet for jordbruket blir den samme uavhengig av hvor gjødsla blir behandlet. Dersom metan erstatter andre energikilder på gårdsbruk vil dette komme i tillegg. Maksimalt potensiale for utslippsreduksjon ved behandling av 25% av gjødsla i biogassanlegg har vi estimert til rundt 80 000 tonn CO₂-ekvivalenter per år i året 2030. Det er usikkert hvor realistisk det er å nå dette målet innen 2030 med tanke på hvor lav andel som i dag blir behandlet i biogassanlegg. Grunnen til økt potensiale for utslippsreduksjon er økt målsetting i beregningene fra 20 til 25% av husdyrgjødsel og endret oppvarmingspotensial for metan fra 25 til 28 kg CO₂-ekvivalenter per kg CH₄. Det er knyttet en del usikkerhet til potensialet for utslippsreduksjon da vi har få utslippsmålinger fra norske husdyrgjødsellager, biorestlager og fra selve anlegget for biogassproduksjon.

I tillegg til reduserte utslipp fra lagring av husdyrgjødsel kommer substitusjonseffekten ved å bytte ut fossile energikilder med biogass. Når dette skjer på gårdsbruk kan det godskrives i Landbrukets klimaavtale. Vi har ikke regnet på effekten av dette da det er mange usikkerhetsmoment.

Biogassproduksjon krever kunnskap og kan være krevende å få til på gårdsnivå. Bønder må ha kunnskap på veldig mange områder fra før og mangler gjerne tid og kapasitet til å sette seg inn i enda et nytt fagområde. Spredt produksjon kan gjøre det utfordrende å etablere store anlegg. Man må gjerne sambehandle husdyrgjødsel med annet avfall for å få god nok økonomi i produksjonen, noe som gjør prosessen rundt etablering av anlegg mer krevende. Det er også viktig at ikke transport av husdyrgjødsel og biorest øker klimagassutslippa så mye at effekten på utslippsreduksjon totalt sett blir liten.

Lyng og Berntsen (2023) estimerer et teoretisk potensiale for biogassproduksjon fra husdyrgjødsel på over 1,6 TWh og at potensialet er ganske stabilt fremover. Dagens totale biogasspotensiale som inkluderer matavfall, annet organisk avfall, halm, kornavrens, avløpsslam, fiskeensilasje, fiskeslam og deponigass, er regnet til 5,5 TWh. På grunn av planlagt vekst i havbruksnæringen og mer oppsamling av fiskeslam er det regnet med et fremtidig økt potensiale til over 11 TWh.

Mer resirkulering av næringsstoff er positivt og kan redusere behovet for mineralgjødselnitrogen i jordbruket. Slik utslippsregnskapet er i dag vil ikke dette føre til reduserte utslipp. Man regner at 1% av nitrogenet i organisk gjødsl går tapt som lystgass på samme måte som 1% av mineralgjødselnitrogen. Ved bruk av biorest fra andre næringer enn jordbruket må man være ekstra oppmerksom på at det ikke blir overgjødsling med fosfor og innhold av skadelige stoffer.

Vi har ikke vurdert virkemidler, barrierer og teknologisk utvikling som er viktig for oppslutning og mulig gjennomføringsgrad.

4.8 Syretilsetning til husdyrgjødsel

Tilsetning av sterke syrer senker pH og kan redusere ammoniakk- og metanutslipp fra lagring av husdyrgjødsel og ammoniakkutslipp fra spredning. Bittmann mfl. (2014) og Sutton mfl. (2022) rapporterer om en reduksjon i ammoniakkutslipp på 70–90% mens Petersen mfl. (2012) og Misselbrook mfl. (2016) fant reduksjoner i metanutslipp på 61–87%. På grunn av negative effekter ved bruk av sterke syrer (korrosjon, helseskade, usikker påverknning på jordkvalitet) er ikke syretilsetning tatt i bruk i Norge. Det er også et forholdsvis dyrt tiltak som krever utvikling av utstyr tilpasset norske forhold. Vi har ikke regnet på effekten av syretilsetning, men det er absolutt et tiltak som kan redusere utslipp.

Når det gjelder biologisk forsuring fant O´Toole & Capjion (2020) liten effekt av biopreparater bestående av Effektive mikroorganismer (EM) og melasse, men at tilsetning av tilstrekkelige mengder lett nedbrytbare karbohydrater kan føre til melkesyregjæring og forsuring av gjødsla. Dette krever imidlertid store mengder karbohydratrikt restråstoff. Tilsetning av lettløselige karbohydrater kan også redusere metanutslippet. Bastami mfl. (2016) fant reduksjoner i metanutslipp på 84–99% ved tilsetning av sukker til storfe gjødsl og Regueiro mfl. (2022) fant reduksjon i metanutslipp i inkubasjonsforsøk med grisegjødsel. Husdyrgjødsel har stor bufferkapasitet og forsøk må gjennomføres for å se om dette er noe som har effekt over tid og kan gjennomføres i praksis.

N2 Applied utvikler også forsuring og plasmabehandling av husdyrgjødsel som fører til reduserte utslipp av ammoniakk og metan (se kap. 3.8.3)

4.9 Tilsetning av kalk og biokull til husdyrgjødsel på lager

Tilsetning av mikrokalk kan redusere luktplager, gjøre husdyrgjødsel mer homogen og lette omrøringen. I et omfattende eldre forsøk ble effektene av å tilsette flytende biokalk (avfallsprodukt fra Hustadmarmor) til husdyrgjødsel undersøkt. Man var redd for at tilsetning av kalk kunne øke ammoniakktapet fra husdyrgjødsel. Det ble ikke funnet økt nitrogentap, og det ble konkludert med at dette kunne være en aktuell måte å vedlikeholdskalke uten at avlingen ble redusert (Tveitnes, 1998). I forsøk ved NORSØK på Tingvoll har man undersøkt tilsetning av marmor i lager for husdyrgjødsel og biorest. Det ble ikke funnet noen forskjell i nitrogentap med og uten tilsetning av marmor (Løes mfl. 2017). I et oppfølgingsprosjekt (Cal-Me) blir det nå undersøkt hvordan tilsetning av kalkprodukt til bløtgjødsel fra storfe påvirker nedbryting av organisk materiale og utslipp av metan (CH₄) (Hansen, 2023).

Bruk av biokull enten som et dekke eller blandet inn i husdyrgjødsel kan redusere ammoniakktapet fra lagring av husdyrgjødsel (Pereira mfl. 2020), men effekten i forsøk har vært varierende og Liu mfl. (2021) fant økte utslipp av både metan og ammoniakk ved bruk av biokull. Baral mfl. (2023) og Covali mfl. (2021) fant at syreaktivert biokull reduserte ammoniakktapet mer enn biokull som ikke var syreaktivert. Testing og forsøk i Norge må utføres før dette eventuelt kan taes i bruk som et tiltak.

5 Økt lagring av karbon i jord

Klimaavtalen omfatter både tiltak for å redusere utslipp av klimagasser og for økt karbonlagring i jord. Flere tiltak er aktuelle for å øke karboninnholdet i jord, men omfattes ikke av godkjent beregningsmetodikk i Klimagassregnskapet. Det gjelder f.eks. både for fangvekster og biokull som det er beregnet effekter av i tidligere utredninger. Det finnes også andre internasjonalt dokumenterte metoder som kan være relevante i Norge, men det er mangel på dokumentasjon for å kunne beregne effekter og mulig gjennomføringsgrad. Det gjelder f.eks. forbedret drift av eng, helhetlig beiteplanlegging, og forvaltning av utmarksbeite, som beskrevet i Rasse mfl. (2019). Tiltak som redusert jordarbeiding har tidligere blitt vurdert å ikke kunne bidra til økt karbonlagring i norsk jord fordi økning i karbon i øvre sjikt blir kompensert av reduksjon i karbonmengde i dypere jordlag. Endret jordarbeidingspraksis er beskrevet i detalj i Rasse mfl. (2019) og er ikke vurdert i denne rapporten. I dette kapitlet gis det en oversikt over noen muligheter for å kunne øke karboninnholdet i jord basert på rapporten Rasse mfl. (2019) med oppdatering og resultater fra ny forskning.

Det nasjonale jordovervåkingsprogrammet for jordbruksjord startet opp i 2023. [JordVAAK](#) skal bl.a. overvåke organisk materiale i jordbruksjord i Norge og kan bidra til dokumentasjon om endringer (Svendgård-Stokke mfl., 2021). Det skal bl.a. kartlegges både mengde og prosentinnhold av organisk karbon i mineraljord, samt C:N forhold i jordas organiske materiale, fra 0-30 cm dybde. C:N forholdet av organisk materiale indikerer hvor utsatt den er for nedbrytning.

Karbonlagre i jord kan økes enten ved å øke planteveksten eller ved å tilbakeføre karbonrikt organisk materiale til jorda. Dagens jordbrukspraksis leder generelt til en reduksjon av karboninnholdet i jord. De følgende avsnittene løfter fram de mest lovende tiltakene, og dagens forståelse av deres betydning for å øke jordas innhold av karbon. Det er ofte lite realistisk å øke karboninnhold i åkerjord tilbake til nivåer som finnes under engdyrking eller naturlige forhold som skog. Karbonlagre i jord er et resultat av driftshistorikk, og metodene som vurderes her måles mot dagens praksis. Derfor bidrar også praksis som opprettholder nåværende innhold av karbon i jorda, til karbonbudsjettet.

Som regel er potensialet for karbonbinding størst der karboninnholdet i jorda i utgangspunktet er lavt på grunn av driftshistorikken. Det er imidlertid vanskelig å forutsi hvor mye karbon som kan bindes i et bestemt jordsmonn med et gitt opprinnelig karboninnhold, siden ulike jordtyper har ulik kapasitet til å holde på karbon. Ulike jordegenskaper bidrar til å regulere mengden karbon som kan lagres. For eksempel har sandjord ofte lavt opprinnelig karboninnhold som raskt kan øke og avta igjen, mens leirjord kan danne stabilisert karbon som brytes langsommere ned på grunn av en større mengde mineraloverflater. Langvarige eksperimenter tar hensyn til slike effekter av nedbrytnings- og stabiliseringsprosesser ved å vurdere endringer i jordas totale karbonlager. Langvarige eksperimenter er også viktige for å kunne måle endringer i karbonlagrene med høy presisjon.

Det tar flere år før nye dyrkingsmetoder har en målbar effekt på karboninnholdet i jord og derfor er langsiktige felteksperimenter nødvendige. I tillegg kan disse eksperimenter brukes til formidling til bønder. Det er ikke nok å endre praksis i noen få år – dersom man deretter går tilbake til tidligere praksis, ville det føre til en tilbakevending til det tidligere karboninnholdet (Andrén & Kätterer 2001, sitert av Bolinder mfl., 2020). Den langsomme nedbrytningen av nylig stabilisert karbon er spesielt viktig for den tiden det tar før jordas karbonlager går tilbake til det opprinnelige likevektsnivået etter at den forbedrede dyrkingspraksisen er avsluttet. Jordkarbonets motstandsdyktighet mot nedbrytning i denne forstand blir sjelden undersøkt, og det er ikke mulig å gi et estimat for hvor lang tid det tar før fordelene av den gode dyrkingspraksisen opphører.

5.1 Bruk av organiske ressurser

Store mengder organisk materiale blir fjernet fra felt under innhøsting, og føres ofte ikke tilbake til jorda. Dette er en av hovedgrunnene til dagens synkende innhold av karbon i jordbruksjord. Selv om det å tilbakeføre organisk materiale til jorda er anerkjent som en viktig praksis, innebærer det utfordringer med lagring, transport, spredning, dosering og begrensninger i regelverket på tvers av landet, slik at det blir vanskelig å tallfeste potensialet for implementering og virkning på jordkarbon. Et relevant aspekt er hvorvidt jordforbedring med organiske ressurser retter seg mot et spesifikt jorde, eller f.eks. brukes i en nasjonal ordning for å øke jordas lager av karbon. Hvis vi innhenter bioressurser fra et stort areal og tilfører dette på et mindre areal av åkerjord, f.eks. i form av kompost, kan det føre til tap av jordkarbon fra det større arealet. Dette tapet kan overstige karbonlagring som oppnås på det mindre arealet av åkerjord. Tilførsel av store mengder organisk materiale kan for eksempel lede til høyere mineraliseringshastighet, økt metanproduksjon eller andre uønskede virkninger (Shahbaz mfl., 2017). Flytting, tilførsel av organisk materiale fra et område til et annet, kan øke det organiske innholdet på et enkelt areal, men det bidrar ikke til økt karbonbinding og lagring i et nasjonalt, globalt eller regionalt perspektiv. (Rasse mfl., 2019). Det kan derimot tiltak som biokull eller økt biomasseproduksjon bidra til (fangvekster, planter med større og dypere rotsystem, større avlinger).

5.1.1 Husdyrgjødsel

Bruk av husdyrgjødsel er en av de viktigste og mest vanlige måtene å tilføre organisk materiale til jord på. Som vektlagt i kapittel 4, reduseres tap i form av avrenning og gasser ved forbedret håndtering av husdyrgjødsel. Et langvarig feltforsøk i Norge der karbonnivåer i jord ble sammenlignet etter gjødsling med enten husdyrgjødsel eller NPK, viste økninger i karboninnholdet på 0,15 til 0,4% over en 56-års periode, avhengig av mengdene av husdyrgjødsel som ble tilført (110-330 kg tørrstoff/år) (Riley & Kristoffersen, 2022). Vi har imidlertid ikke nok studier utført i Norge til å kunne vise karbonlagringspotensialet som ligger i å tilføre jorda husdyrgjødsel. Siden tilførselen av gjødsel sammenfaller med dyrkingen av planter som bidrar til tilførsel av karbon til jorda, er det ikke enkelt å fastslå i hvor stor grad tilførsel av husdyrgjødsel opprettholder eller øker jordas innhold av organisk karbon. Når kulturplantene som dyrkes gir små mengder karbon til jorda, viser langvarige feltforsøk generelt en mer tydelig økning i organisk jordkarbon ved årlig tilførsel av husdyrgjødsel sammenlignet med kontrollen (Gross & Glaser, 2021). I tillegg til betydningen av kulturplanten, klima og jordtype har også gjødselslaget innvirkning på effekten, med størst økning ved bruk av svine- og storfe-gjødsel, etterfulgt av gjødsel fra fjørfe, sau og hest (Gross & Glaser, 2021). Den samme studien (en meta-analyse) viste at alle husdyrslag bidrar mer til å øke jordas innhold av karbon sammenlignet med grønn-gjødsling eller halm. Bolinder mfl. (2020) kom til lignende konklusjoner.

5.1.2 Behandling av organiske ressurser- karboninnhold

Planterester, inkludert halm, kan las ligge på jorden der de bidrar til å opprettholde svake økninger i jordas innhold av organisk karbon (Berhane mfl. 2020; Powlson mfl., 2011), eller brukes til andre formål før de tilbakeføres til jorda som jordforbedringsmidler (Seehusen mfl., 2023). Det samme gjelder husdyrgjødsel, med omdanning til biogassrest (kapittel 4.7). Å stabilisere organisk materiale ved hjelp av aerob eller anaerob nedbrytning (dvs. kompostering eller fermentering) innebærer en kostnad, idet mengden karbon som er bundet i materialet og som eventuelt kan omdannes til organisk materiale i jord, reduseres. All biologisk prosessering (gjennom dyrets fordøyelse, kompostering eller fermentering) danner eksogent organisk materiale med ulik stabilitet. Flere studier basert på modellering tyder på at hele karbonregnskapet, inkludert tap i løpet av prosessering og videre nedbrytning i jorda, er det samme uavhengig av hvilken prosesseringsmetode som blir brukt på biomassen (Thomsen mfl., 2013). Dette må videre testes i praksis. Hvis det foreligger en slik avveining mellom stabilisering gjennom prosessering av biomasse og mineralisering i jorda, og vi bruker mengden opprinnelig biomasse som referansepunkt, vil gjentatt tilførsel av husdyrgjødsel (og halm) til

jorda i enhver form (kompost eller biorest) resultere i en karbontilførsel som bidrar til å opprettholde eller øke jordas innhold av organisk karbon til lignende nivåer. Den indirekte (gjødslings-) effekten av disse jordforbedringsmidlene som skyldes produksjon av plantebiomasse tas da ikke i betraktning. Biokullproduksjon er et unntak, ettersom omdanning av materialer ved pyrolyse danner stabile karbonstrukturer som den ovennevnte avveiningen ikke gjelder for (se 5.4). I den andre enden av skalaen ville det å brenne materialet føre til at hele dets karboninnhold umiddelbart ville omdannes til CO₂.

5.1.3 Tilgjengelighet av andre organiske ressurser

Mengden tilførsel av organiske jordforbedringsmidler til jorda har mer å si for jordas karbonlager enn måten materialet prosesseres på. Mengdene som kan tilføres begrenses av tilgjengelighet og reguleringer. I Norge er bruken av kloakkslam begrenset til 2-4 Mg tørrstoff/år, avhengig av innholdet av tungmetaller.

Biogass kan produseres av forskjellig biologisk materiale, og for tiden er bare om lag 1% av mengden husdyrgjødsel brukt i biogassanlegg i Norge. Tilførsel av husdyrgjødsel på et areal kan bli begrenset av innholdet av tungmetaller, som for grisejødsel som ofte inneholder sink og kobber. Innholdet av tungmetaller på tørrstoffbasis øker under behandling i biogassanlegget, noe som kan begrense tilførsel av biorest selv om mengde stabilt karbon og næringsstoffer ikke er forandret i produktet. Dagens gjødselvereforskrift tar ikke høyde for at forholdet mellom næringsstoffer og tungmetaller er uendret etter utvinning av biogass fra grisejødsel. Alternativet for forskriften er å ta hensyn til mengde tungmetaller tilført per kilo nitrogen eller fosfor. Gjødselvereforskriften forventes å bli sendt på høring våren 2024.

Tilførsel av kompost er først og fremst begrenset av kostnad og tilgjengelighet. Volumet av kompost og biorest fra matavfall viser en økende trend. For biorest basert på husdyrgjødsel, kan tilførselen til jord bli mindre framover sammenlignet med direkte bruk, mens mengden biorest og kompost basert på matavfall har økt de siste årene, siden mindre matavfall fra husstander går til forbrenning. Per 2023 er alle norske kommuner forpliktet til å samle opp og resirkulere organisk avfall fra husstander, noe som potensielt representerer en økt strøm av karbon tilbake til jorda (fra rundt 240 000 t ferskvekt/år til 450 000 t ferskvekt/år). Muligheten for å ta i bruk fiskeslam fra havbruk til biogassproduksjon gir i tillegg mulighet for å øke tilførselen av organisk materiale til jorda. Denne reststrømmen utgjør 2 Mt/år og oppover, og alternativet som praktiseres i dag er å slippe ut fiskeslammet til havs.

5.1.4 Fremtidig forskning

Det er begrensede muligheter for å øke jordas innhold av organisk karbon ved hjelp av organiske substrater, ettersom mye av disse substratene allerede er i bruk som jordforbedringsmidler i dag. Unntakene er økt innsamling av matavfall og behandling av fiskeslam for bruk i jordbruket. Fiskeslam er potensielt en ny, stor kilde til jordforbedringsmidler, men krever betydelig teknologiutvikling for avsalting, avvanning og bevaring av næringsstoffer. Forskningsaktiviteter knyttet til disse aspektene er underveis.

5.2 Vekstvalg og vekstskifter

Valget av arter og sorter av kulturplanter har betydning for tilførselen av karbon til jorda. Dyrkingssystemer basert på artsmangfold er kjent for å hjelpe til i bekjemping av skadedyr, og det er mindre sannsynlig at disse systemene fører til utarming av næringsstoffer og mineraler, ettersom ulike kulturplanter utnytter og bidrar til ulike ressurser i jorda. Mangfold kan oppnås i tid (vekstskifte og bruk av dekkvekster om vinteren), rom (stripedyrking) og i form av artsblandinger (underkultur med dekkvekster og høsting av mer enn én avling) eller sortsblandinger (mangfold innad i én art). Blant disse metodene er bruk av dekkvekster studert mest (kapittel 5.3).

Den største virkningen av å dyrke en bestemt sammensetning av kulturplanter skyldes mengden biomasse som produseres. Desto mer plantevekst man har, jo mer CO₂ er blitt omdannet til biomasse gjennom fotosyntese. Nøkkelen til å øke avlingene og samtidig øke jordas karbonlager er å maksimere dette potensialet for et område. Desto mer effektivt plantene etablerer seg i løpet av vekstsesongen og desto mer rotbiomasse som produseres, jo større blir bidragene til den samlede karbontilførselen til jorda.

5.2.1 Bruk av eng i vekstskifter

Dyrking av gras, engdyrking, har et høyere potensiale for karbonlagring enn ved ensidig kornproduksjon. Under norske forhold er det funnet at både langvarig og regelmessig fornyet eng har gitt like karbonlagringsmuligheter (Rasse mfl., 2019, kapittel 6).

Det pekes på at det ved langvarige forsøk i Norge ikke er påvist stor økning av jordkarbon ved eng i vekstskiftet, men heller redusert tap av jordkarbon sammenlignet med langtidsdrift, i forhold til kun korn- og åkervekster (Uhlen mfl., 2017, kapittel 9; Riley mfl., 2022). I Bardalen mfl. (2018), ble det referert effekt av vekstskifte i korn fra et langtidsforsøk på Ås, som viste at 1 eller 2 år med eng i 6-års vekstskifte kan redusere C-tap med 0,1 – 0,13 tonn CO₂-ekv./daa/år, i forhold til ensidig korn. Det ble også funnet gjennomsnittlig 10% meravling i korn i en 14-års periode (Uhlen mfl., 2017, kapittel 9). Derimot fant en analyse av norske gårdsdata fra 2006–2016 perioder (Waaen mfl., 2019) at gårder som spesialiserte seg på storfe og hadde i gjennomsnitt 40% eng i vekstskifte, ikke fikk forventet meravling av korn i forhold til gårder som kun dyrket korn. Mulige grunner til dette var at det brukes i praksis tunge maskiner i engdyrkinga, og at gårder med storfe kanskje prioriterer dyreholdet over kornoppfølging i travle perioder.

Utstyr til engdyrking er dyrt og det kreves annet utstyr enn det som allerede brukes av kornprodusenter (Holt, 2019). Klimautvalget 2050 har og anbefalt at melk- og storfekjøttproduksjon reduseres i områdene med gode forhold for å produsere korn og grønnsaker (Klimautvalget 2050, 2023, s. 150). Til sammen utfordrer disse forhold mulighetene for å kunne inkludere eng i vekstskifte for kornprodusenter. Derimot kan et tiltak i kornproduksjon være å la halm være igjen i feltet i større grad. For produsenter med kombinert korn og engproduksjon, er det et viktig tiltak å unngå jordpakking ved engdyrking for å bevare god jordstruktur og gi muligheter for gode avlinger av de ulike vekstene.

Dyrking av gras kan også bidra til romlig mangfold ved å inkluderes i mindre målestokk ved hjelp av stripedyrking. Dette gir en fordel i form av at man ikke trenger å bruke hele åkeren til å dyrke enten gras eller andre kulturplanter, men det innebærer også utfordringene som er nevnt ovenfor. Effekten på karbonbinding i jorda forventes å være lik ved stripedyrking med gras, men det kan ha virkninger knyttet til skadedyrbekjemping.

5.2.2 Bruk av planter med større og dypere rotsystemer

Karbon fra røtter er mer enn to ganger mer stabilt i jord enn karbon fra overjordiske deler som f.eks. halm (Rasse mfl. 2005, Kätterer mfl. 2011). Dette funnet har vekket stor interesse i å bruke planter som allokere mer karbon til røtter. Det gjelder både om bruk av arter med særlig stort rotsystem, som f.eks. alfalfa, og foredling av nye sorter. NIBIO nylig deltok i et europeisk prosjekt hvor 11 hvetesorter ble undersøkt for størrelsen av rotsystemet. Foreløpige resultater tyder på at det var begrenset forskjell mellom sorter og at minst rotutvikling ble observert i Norge (Ås). Det mangler kunnskap om at det er rotbiomasse eller roteksudater som bidrar mest til karbonlagringseffekt. Til å skille mellom de to bruker NIBIO ¹³C sporing på felt i pågående feltundersøkelser. Per i dag, har vi ikke nok kunnskap til å anbefale en løsning basert på å fremme karbonbidraget fra røtter. Skulle metoden innføres ville det også innebære dyp prøvetaking for å dokumentere økt karbonlagring.

5.3 Fangvekster

Bruk av fangvekster kan bidra til tilførsel av større mengder karbon til jord, enten ved å forlenge årstiden når fotosyntese er aktivt, tidlig eller sent i sesongen, eller ved å øke mengden fotosyntese per areal i løpet av vekstsesongen. Det brukes både begrepet fangvekster og dekkvekster, som viser til de ulike effekter, som å redusere avrenning av nitrogen, dekke jordoverflaten og beskytte mot erosjon og fosfortap og i tillegg bidra til karbonlagring i jord, se også kapittel 3.5.5 om lystgass-effekter ved bruk av fangvekster. I Norge er vekstsesongen kort, noe som begrenser bruken av ettersådde fangvekster. I 2022, ble 86% av arealet med fangvekster sådd som underkultur (110 827 daa), og 14% ved bruk av fangvekster etter høsting (17 709 daa). Det er mest dyrking av fangvekster i kornområdene langs Oslofjorden og i Innlandet (Landbruksdirektoratet, sitert av Seehusen mfl. 2023). Fangvekster tilfører karbon til jorda uavhengig av om overjordisk biomasse er høstet. Generelt sett er rotbiomasse og tilførsel av karbon gjennom røtter i løpet av veksten viktigere enn karbon fra fangvekstenes overjordiske bladmasse (Rasse mfl., 2005).

Tilførsel av næringsstoffer, gjennom bruk av belgvekster i fangvekstblandingen, kan i tillegg bidra til økt biomasseproduksjon og dermed økt tilførsel av karbon til jord. Videre, kan fangvekster på lenger sikt føre til bedre utnyttelse av næringsstoffer ved redusert tap av N og redusert jorderosjon. Dette er faktorer som indirekte kan bidra til mer karbonlagring i jord. Det kan oppstå konkurranse mellom fangvekstene og hovedveksten og kortvarige forsøk viser ofte en reduksjon i avling ved bruk av fangvekster. Graden av denne effekten er sterkt avhengig av fangvekstart (Bøe mfl., 2019). Såtid er også en avgjørende faktor for etableringsgrad av fangveksten og dens konkurransevne, og det jobbes aktivt med å bygge kompetanse på arter og sortsblandinger og de gunstigste måter å bruke fangvekster på med bruk av forskjellige blandinger (NLR, personlig kommunikasjon). Den negative effekten av redusert avling ved bruk av fangvekster som ofte forekommer i korttidsstudier vil sannsynligvis bli overskygget av de positive effektene av økt karbonlagring i langtidsstudier.

Det mangler langtidsforsøk i Norge som kvantifiserer mengden karbon som kan lagres ved bruk av fangvekster. Felteksperiment i Sverige viser at bruk av flerårig raigras som fangvekst over 16 år kunne øke karbonmengden i jorda i snitt med 32 ± 28 kg karbon/daa/år (Poeplau mfl., 2015). En meta-analyse bestående av fangvekster av både gras og belgvekster fra 37 forsøksområder over hele verden rapporterte tilsvarende årlig karbonbinding, med 32 ± 8 kg karbon/daa (Poeplau og Don, 2015). Siden like mengder biomasse kan høstes fra raigras dyrket sammen med korn i Norge og Sverige, er det rimelig å anvende disse tallene i beregningene for karbonlagring (Rasse mfl. 2019). Mens Bardalen mfl. (2018) og Rasse mfl. (2019) brukte disse tallene direkte, ble verdien nedjustert av Bøe mfl. (2020) til 24 kg karbon/daa/år. En nedjustering for norske forhold kan være rimelig med hensyn til forbehold om gjødsling av fangvekster i Norge, siden tilført N er kjent å ha en effekt på mengden karbon lagret i jord (Kätterer mfl., 2012). Basert på usikkerheten i karbonmengden ved 32 ± 8 kg karbon/daa – ble det i Bøe mfl (2020) valgt å bruke lavt estimat.

Tilskuddsnivå stor betydning for bruk av fangvekster. Bardalen mfl. (2018) refererer at fangvekstarealet var på sitt høyeste i sesongen 2002/2003 med høyt tilskuddsnivå. Da var det 350.000 daa, mens det i sesongen 2015/2016 var nede på 21 000 daa. Et areal på 0,8% av dagens kornareal (22 400 daa) ble brukt i analysene av Bøe mfl. i 2020. Seehusen mfl. (2023) refererte en økning i dekkvekstareal med 45% i 2022 i forhold til året før, med 128 536 daa dyrket med dekkvekster i 2022, som tilsvarer 4,5 % av kornarealet. Med en 45% årlig økning i dekkvekstareal, vil arealet dyrket med dekkvekster kunne nå 60% av dagens kornareal i 2030. En så stor økning er lite sannsynlig på grunn av behov for kunnskap og erfaring som beskrevet av Frøseth og Seehusen (2023). Med en fortsettelse av relativt stor økning i flere år, og bruk av 24 kg karbon/daa/år, kan det beregnes teoretisk maksimal samlet reduksjon i CO₂ utslipp for perioden 2024 til 2030 på 460 000 tonn CO₂-ekv. (Tabell 5.1). Dette tilsvarer fangvekster på 60% av dagens kornareal og et slikt arealomfanget ble i Bardalen mfl. (2018) vurdert å være maksimalt potensiale. De estimerte også effekter dersom en

kunne utnytte 20% av dette potensialet på 342.000 daa og et alternativ mvd fangvekst på 20% av kornarealet (av 2,8 mill daa) som er 570.140 daa.

Tabell 5.1. Teoretisk samlet karbonlagring, effekt på redusert CO₂ utslipp (tonn CO₂-ekv) ved gradvis økning av fangvekstarealet (2024- 2030) opp til 60% av kornarealet (av 2,8 mill daa) i 2030.

År	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	Samlet reduksjon 2024-2030
Andel dyrket kornareal (%)	7	9	14	20	29	41	60	
Areal med fangvekster (daa)	185863	268758	388624	561950	812580	1174991	1699037	
Tonn CO ₂ -ekv. redusert	16386	23717	34327	49683	71909	104078	150638	462060

En mer begrenset og realistisk gradvis økning i bruk av fangvekstareal til 20% av dagens kornareal (av ca. 2,8 mill. daa) innen 2030 vil gi en samlet reduksjon i CO₂ utslipp for perioden 2024 til 2030 i 215 000 tonn CO₂-ekv. (Tabell 5.2) og effekt på 50 217 tonn redusert CO₂-ekv for året 2030.

Tabell 5.2. Teoretisk samlet karbonlagring, effekt på redusert CO₂ utslipp (tonn CO₂-ekv) ved gradvis økning av fangvekstarealet (2024- 2030) opp til 20% av kornarealet (av 2,8 mill daa) i 2030.

År	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	Samlet reduksjon 2024-2030
Andel dyrket kornareal (%)	7	8	9	11	14	17	20	
Areal med fangvekster (daa)	18629	22446	27049	32581	39264	47319	57010	
Tonn CO ₂ -ekv. redusert	16406	19768	23820	28703	34586	41675	50217	215175

I rapporten fra Miljødirektoratet (2023 a) ble det estimert et potensiale for å redusere CO₂ utslipp med bruk av fangvekster på 20% av et teoretisk potensielt kornareal (4,1 mill daa), på 820 000 daa. Det ble estimert effekt på 61 700 tonn redusert CO₂-ekv. i året 2030, med en samlet reduksjon i perioden 2024 - 2030 med 290 000 CO₂-ekv.

Dersom en fortsetter med fangvekster på det samme arealet over tid vil det bli en avtagende effekt på økning i karboninnhold som følge av at det etter hvert vil oppnås likevek mellom tilførsel og tap av organisk materiale. Det er ikke forventet at det vil skje i denne korte tidsperioden, fordi det ikke er påvist en avtagende effekt etter flere tiår i studier dokumentert av Poepflau og Don (2015). De to scenarier beskrevet over viser omfang av potensialet med implementering av fangvekster i korndyrking, og gir grunnlag for evaluering av virkemidler, tilskudd og rådgivning for implementering av dette tiltak. Det mangler spesielt kunnskap når det gjelder tilpasning av dyrkingspraksis til norske forhold. I tillegg er interaksjoner med N₂O utslipp ikke godt nok dokumentert for ulike fangvekster under norske forhold (se også 3.5.5).

Beregninger for klimagassregnskapet. Karbonlagringstiltak som biokull og dekkvekster er per i dag ikke inkludert i det norske klimagassregnskapet (National Inventory Report – NIR). For fangvekster, dekkvekster, er det tilgjengelig en rapporteringsmetodikk fra IPCC der dekkvekster defineres som kategorien «(high input without manure». Karbonlagringseffekten av dekkvekster

beregnes som en indeks mellom forventet innhold av jordkarbon under et høyinput scenario kontra et medium-input scenario. Fordi Norge rapporterer i arealbrukssektoren på «Tier 2» nivå, er det nødvendig med nasjonale data for å kunne beregne denne indeksen. Per i dag, har vi få tilgjengelige data, noe som innebærer at indeksen er ganske usikker selv om et konservativt estimat kunne rapporteres i NIR. Dersom det etableres en praksis med fangvekster på et areal og praksisen fortsetter over lang tid, så kan det beregnes effekt opp til maksimalt 20 år. Både ved Tier 1 og Tier 2 metodikk beregnes det en lineær økning med maksimal oppnådd etter 20 år. Det beregnes ikke ytterligere effekt selv om praksisen fortsetter utover 20 år. Dersom man slutter å bruke dekkvekster på et areal vil også effekten reduseres. For dekkvekster må en derfor opprettholde praksisen for å oppnå effekt over tid. Det gis tilskudd til bruk av fangvekster gjennom regionale miljøprogram (RMP) slik at aktivitetsdata for gjennomføring (antall søknader, arealomfang) registreres. Dette er aktuell dokumentasjon for fremtidige beregninger av effekt. Det er også beov for jorddata om karboninnholdet.

Ny forskning

Det er etablert et forsøk på TUV Gård i Steinkjer med plan om å være et langtidsforsøk for å dokumentere effekter av dekkvekster og dekkvekstblandinger undersådd i kornproduksjon i minst 10 år. Forsøket ble etablert i 2021, og det er viktig å fortsette forsøket fordi kortvarige forsøk ikke kan brukes til å dokumentere mengden karbonøkning i jord. I prosjektet AgroMixNorth, finansiert av NordForsk, skal dekkvekster og artsblandinger av dekkvekster sådd sammen med åkerbønner testes ut i flere feltforsøk i samarbeid med NLR. Prosjektet CAPTURE, vil kunne vise effekter av fangvekster på lystgassutslipp, og rollen av røtter for endring i karbonmengde i jord ved bruk av isotopmetoder.

5.4 Karbonlagring ved bruk av av biokull

Karbonisering av biomasse gjennom pyrolyse – varmebehandling i et ikke-oksiderende miljø – gir et jordforbedringsprodukt i en klasse for seg: biokull følger ikke generelle nedbrytningsprinsipper. Mens de fleste organiske tilsetningsstoffer som tilføres jord raskt brytes ned til CO₂ med bare en liten del av karbonet som forblir igjen i jorda så forventes det at en stor del av karbonet i biokull blir værende i jorda på lang sikt. Dermed har biokull et stort potensial for å lagre karbon. Teknologien har imidlertid ennå ikke blitt implementert i stor skala, hovedsakelig på grunn av investeringskostnadene knyttet til pyrolyseteknologi og anskaffelse av råmaterialer.

5.4.1 Ressursbasert potensial: tilgjengelig biomasse som kan omdannes til biokull

Mengden restbiomasse fra norske skoger (8,3 Mha skogsareal) er estimert til 1,1 millioner tonn/år (Tisserant mfl., 2022), og tilveksten og beholdningen forventes å øke, med 9% økning i perioden 2020-2030 (Hagenbo mfl. 2022). Maksimal restråstoffutnyttelse er 70% av det totale skogsavfallet (Nurmi 2007), noe som tilsvarer ca. 850 000 tonn/år biomasseråstoff for potensiell bruk i årene 2020 til 2030 (Hagenbo mfl., 2022). Det bærekraftige uttaket er lavere enn dette, og i andre skandinaviske land utnyttes generelt <50 % av det totale skogsavfallet (de Jong mfl., 2017 og Lundmark mfl., 2014, som sitert hos Tisserant mfl., 2022). I sin norske LCA-studie antok Tisserant mfl. (2022) en utnyttingsgrad på 34%. Dette relativt konservative uttaket tilsvarer 400 000 tonn biomasse fra skogsavfall i året.

Andre biomassekilder som egner seg godt til biokullproduksjon inkluderer biprodukter fra treindustrien som bark og sagflis, estimert til 560 000 tonn i året (Tisserant mfl., 2022), halmrester, estimert til 480 000 - 735 000 tonn i året (Riley mfl., 2012, sitert av Seehusen mfl., 2023), og hestegjødsel blandet med kutteflis, estimert til 500 000 tonn i året (Rasse mfl., 2019). Et nylig estimat av det totale behovet for halmrester i husdyrholdet er 123 000 tonn i året, noe som indikerer at 360 000-610 000 tonn halmrester kan være tilgjengelig for produksjon av biokull. Dette intervallet avhenger av stubbhøyden ved korndyrking og bruk av stråforkorting, som beskrevet av Seehusen mfl. (2023). Gjennomsnittet av intervallet er 490 000 tonn i året. En utnyttelsesgrad på 50% for disse

kildene gir ytterligere 800 000 tonn biomasse per år for biprodukter fra treforedling, halmrester og hestegjødsel med kutteflis (Tabell 5.3).

Tabell 5.3. Estimert tilgjengelighet av biomassekilder til biokullproduksjon i Norge

	Total biomasse (tonn/år)	Utnyttelsesgrad (% av totalen)	Estimert tilgjengelighet (tonn/år)
Skogsavfall	1 140 000 - 1 200 000	34	400 000
		50	585 000
Biprodukter fra treindustrien	560 000	50	280 000
		100	560 000
halmrester*	360 000 - 610 000	50	240 000
		100	485 000
Hestegjødsel med kutteflis	500 000	50	250 000
		100	500 000
	Sum ved lav utnyttelsesgrad:		1 170 000
	Sum ved høyere utnyttelsesgrad:		2 130 000

*123 000 tonn/år halmrester har blitt trukket fra totalen for å ta hensyn til etterspørsel etter denne biomassen i husdyrholdet.

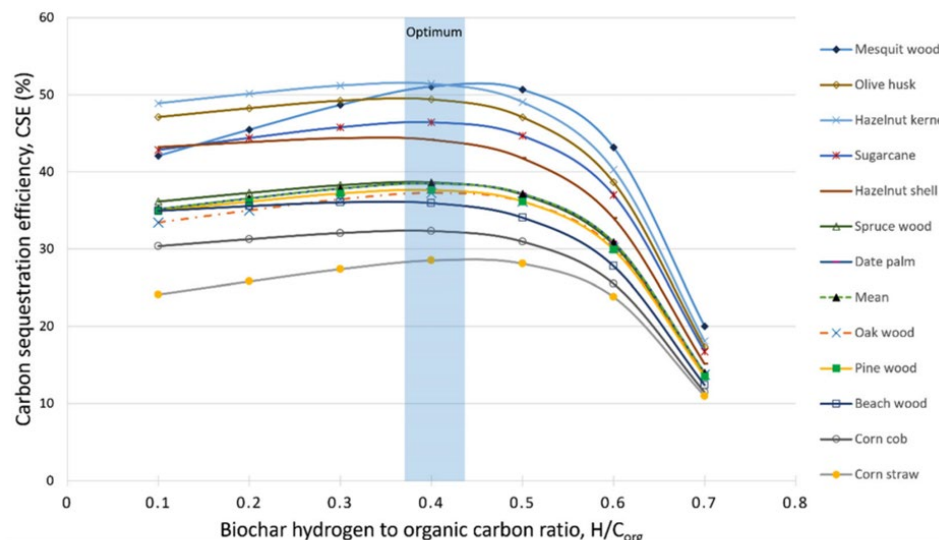
Mengden CO₂ som kan lagres ved hjelp av biokull avhenger i stor grad av hvor mye biomasse som er tilgjengelig og utnyttes. Basert på de ovennevnte mengdene, anslås den totale biomassen som er tilgjengelig for biokullproduksjon til om lag 1 200 000 tonn per år. Det maksimale potensialet for biomasse tilgjengelig for biokullproduksjon er om lag 2 100 000 tonn biomasse, hvis man regner med 50 % uttak av skogsavfall og 100% uttak av de tre andre nevnte kildene. I dag tas det ikke ut skogsavfall fra norske skoger, og bruk av biomasse til biokullproduksjon er beregnet til noen få tusen tonn biomasse, noe som ligger langt under potensialet.

5.4.2 Karbonlagring ved omdanning av biomasse til biokull

I 2019 publiserte IPCC et dokument (IPCC, 2019, vedlegg 4 av «2019 Refinement») som inneholder verdier for faktorer som kan brukes til å beregne endringer i karbonlagre i mineraljord når den tilsettes biokull. Faktorene er avhengig av råstofftype og pyrolyseforhold, inkludert hvilken pyrolyseprosess og produksjonstemperatur man benytter. Faktorene er beregnet på grunnlag av publiserte inkubasjonsstudier der mengden biokullkarbon som blir værende i jorda ble ekstrapolert til 100 år. Omregningsfaktorene har blitt brukt i stor utstrekning, for eksempel ved å anta et organisk karboninnhold på 77% i biokull laget av trevirke og en stabil fraksjon av dette karbonet på 80% ved pyrolyse ved middels temperatur. Man må også kjenne til masseutbyttet av biokull fra pyrolysen, og det er brukt faktorer på 28 og 30 % for hogstavfall i studiene til henholdsvis Tisserant mfl. (2022) og Hagenbo mfl. (2022).

Beregningene av stabiliteten til biokull er stadig forbedret og finjustert, ved bruk av for eksempel større sett med inkubasjonsdata og målbare biokullegenskaper slik som grunnstoffsammensetningen av hydrogen i forhold til organisk karbon, H/C_{org} (Woolf mfl., 2021). En nyere studie av Rodrigues mfl. (2023) bruker én enkelt faktor som representerer karbonlagringseffektiviteten (CSE). Denne enkeltfaktoren avhenger i stor grad av råstoffet, og i mye mindre grad av pyrolysetemperaturen og de resulterende egenskapene til biokullet, slik som H/C_{org}-forholdet (figur 5.1). Dette skyldes en avveining mellom at biokullutbyttet synker med økende pyrolysetemperatur samtidig som karboninnholdet i biokullet øker. Den optimale pyrolysetemperaturen for å maksimere andelen C i biomassen som stabiliseres i jord ligger i området 500-550°C, som tilsvarer det blå området i figur 5.1. Temperaturer over denne verdien (som tilsvarer lavere H/C_{org}-verdier i figuren) fører ikke til noen vesentlig reduksjon i CSE, og det gjør heller ikke lavere temperaturer så lenge en viss grad av karbonisering

oppnås. Det meste av industrielt produsert biokull produseres ved temperaturer høyere enn 550°C (personlig kommunikasjon med EBI) og har et H/C_{org}-forhold på 0,44 eller lavere. Det kan derfor antas at de lave karbonbindingseffektivitetene på 10-20% som er vist i figuren for biokull med H/C_{org} på 0,7, ikke forekommer i mellomstore og storskala pyrolyseanlegg.



Figur 5.1. Karbonlagringseffektiviteten (CSE) beregnet for pyrolysebasert biokull fra ulike råstoff, satt opp mot biokullets H/C_{org}-innhold (Figur direkte hentet fra Rodrigues mfl., 2023)

Enten man bruker IPCC-metoden eller metodologien som presenteres i Rodrigues mfl. (2023), blir det små forskjeller i den beregnede andelen karbon som lagres. Selv om disse forskjellene kan være viktige for industrien ved bruk av karbonkreditter, er oppskalering av biokullproduksjon mye viktigere på nasjonalt nivå.

5.4.3 Potensial for oppskalering

De 1 200 000 tonnene med biomasse som er realistisk tilgjengelig i året medfører en årlig produksjon av 360 000 tonn biokull og redusert utslipp av 770 000 tonn CO₂. Den maksimale mengden biomasse som potensielt kan brukes til biokullproduksjon er estimert til 2 100 000 tonn i året, noe som medfører en årlig produksjon av 660 000 tonn biokull og 1 400 000 tonn CO₂ utslippsreduksjon i året.

Tabell 5.4. Biokullproduksjon og karbonlagringspotensial ved bruk av restbiomasse, beregnet ved bruk av litteraturverdier for biokull utbytte og karbonlagringseffektivitet fra Rodrigues et al. (2023).

Restbiomasse	Estimert tilgjengelighet (tonn/år)	Biokull (tonn/år)	CO ₂ lagret (tonn/år)
Skogsavfall	400 000	110 000	265 000
	585 000	165 000	385 000
Biprodukter fra treindustrien	280 000	80 000	185 000
	560 000	155 000	370 000
Halmrester	240 000	70 000	90 000
	485 000	145 000	185 000
Hestegjødsel med kutteflis	250 000	100 000	230 000
	500 000	200 000	460 000
Sum ved lavere utnyttelsesgrad:	1 170 000	360 000	770 000
Sum ved høyest mulig utnyttelsesgrad:	2 130 000	665 000	1 400 000

Per idag selges det bare 700 tonn biokull i året i Norge, mens produksjonskapasiteten er estimert til 4 000 tonn i året (Einar Stuve fra OBIO, personlig meddelelse). Miljødirektoratet (2023a) estimerte effekter ved tilførsel av 30 000 tonn biokull til jord i året innen 2030. Til tross for optimisme som skyldes en generell nedgang i prisene for pyrolyseteknologi til biokullproduksjon, er det vanskelig å vurdere hvor raskt denne utviklingen vil finne sted de neste årene. Hvis man antar en gradvis økning i produksjon av biokull frem til 2030, og dersom man når 5% av potensialet (33 000 tonn biokull av det høyest mulig potensialet 665 000 tonn) i 2030, vil samlet reduksjon for perioden 2024 – 2030 være 284 847 tonn CO₂-ekv. (Tabell 5.5). Mdir (2023 a) beregnet samlet reduksjon til 330 000 tonn CO₂-ekv., med 82 000 tonn CO₂-ekv. i 2030 ved produksjon av 30 000 tonn biokull fra 119 000 tonn biomasse på industrielle, kommunale, og gårdsanlegg.

Tabell 5.5. Samlet reduksjon tonn CO₂-ekv. ved en gradvis oppskalering fra nåværende produksjonsmengde til 5% (2030) av den høyest mulige utnyttelsesgrad av tilgjengelig biomasse i Tabell 5.4.

År	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	Samlet reduksjon 2024-2030
Tonn råstoff	2238	17133	32027	46922	61816	76711	91605	106500	
Tonn biokull	700	5358	10016	14674	19331	23989	28647	33305	
Tonn CO ₂ -ekv. redusert	1473	11278	21083	30888	40692	50497	60302	70107	284847

Beregningsmetodikk

FNs klimapanel (IPCC) har skissert en mulig beregningsmetodikk for karbonlagring av biokull i jord. Denne metodikken krever imidlertid dokumentasjon av stabiliteten til biokull under norske forhold. For at Norge skal kunne implementere biokull som et klimatiltak i landbruket kreves det derfor en protokoll som tar hensyn til stabiliteten av biokull under norske forhold, og innhenting av nasjonale aktivitetsdata, slik som hvordan biokullet er produsert og hvor det er tilsatt.

Tier 2 rapporteringsmetoden er kun basert på pyrolysemetodene og egenskapene til biokull. NIBIO har analysert en rekke ulike typer biokull som er produsert i Norge og har foreslått en rapporteringsmetode som er beskrevet i en artikkel som nå er under vurdering (Rasse pers.medd). Det er vurdert at det ikke er noen spesielle hindringer for å kunne rapportere karbonbinding med biokull i klimagassregnskapet. Det er imidlertid krevende å inkludere et nytt tiltak i klimagassregnskapet og det vil antagelig ikke gjøres før biokull er produsert i mer betydelige mengder i Norge.

På gårdsnivå, kan effekten av biokull og fangvekster, dekkvekster, antageligvis beregnes på samme måte som på nasjonalt nivå. Dersom det er tilskuddsordninger vil det gi nasjonal statistikk. Derimot er dekkvekster og biokull ganske ulike når det gjelder et karbonkredittsystem. Karbonet lagret i jord under dekkvekster kan forsvinne ganske raskt (20 til 30 år) dersom bøndene stopper praksisen, og det finnes ingen garanti for at dette ikke kan skje. Derfor mener eksperter at et tonn CO₂ lagret i jord under dekkvekster ikke kan selges for å erstatte et tonn CO₂ frigjort fra forbrenning av fossilt brensel. Karbonlagring med biokull, derimot, vil vare både mye lenger og være uavhengig av fremtidig gårdsdrift, noe som gjør at den kan brukes i et karbonkredittsystem.

5.4.4 Biokull-andre effekter

Biokullets totale virkning på utslippskutt berører flere sektorer når man også tar biokullproduksjonen og hele verdikjeden i betraktning. Karbonlagring og utslipp av klimagasser skjer hovedsakelig i jordbrukssektoren, mens det å hente biomasse fra skogsavfall påvirker skogbrukssektorens karbon balanse. I tillegg er det effekter av bioenergiproduksjon av pyrolyse, transport og prosessering.

Jordbrukspraksiser som fører til økt karboninnhold i jorda ledsages vanligvis av en liten økning i N₂O-utslipp. Biokull fører imidlertid til en reduksjon i utslipp av andre klimagasser fra jordsmonnet, og i internasjonale studier har det vist seg å øke avlinger i stedet for å redusere dem. I sin LCA-casestudie, estimerte Tisserant mfl. (2022) en total reduksjon i N₂O-utslipp på 21% ± 4%, hvorav mesteparten kommer fra direkte utslipp etter gjødsling. Estimatenes bruk av Tisserant mfl. (2022) kommer fra en internasjonal meta-analyse. Biokull kan i tillegg ha effekter på redusert utvasking av nitrogengjødsel og økt volatilisering av ammoniakk, men disse effektene er små og usikre. Disse reduksjonene er ikke målt i norske feltforsøk, og kan derfor ikke inkluderes i den estimerte reduksjonen av CO₂-ekvivalenter. Positiv effekt av biokull på utslipp er bekreftet i laboratorieundersøkelser utført i Norge (Weldon mfl., 2019), men det mangler data fra feltforsøk.

Skogsavfall (grot, topper og greiner) blir i dag liggende og råtne, og skogen akkumulerer karbon i jordsmonnet på grunn av dagens forvaltningspraksis. Hagenbo mfl. (2022) beskriver virkningen av å ta ut skogsavfall til produksjon av biokull. En utnyttelse av skogsrester på 70% fører til en reduksjon i skogsjordas C-lagringskapasitet. Reduksjonen er i størrelsesordenen 400 000 tonn CO₂-ekv/år-1 i løpet av de første fem årene, men deretter avtar tapet drastisk (<200 000 tonn CO₂-ekv/år-1 i løpet av de neste 10 årene) etter hvert som skogen når en ny likevekt med lavere karbonlager i jordsmonnet. Det samlede potensialet for utslippskutt for biokull produsert av skogsavfall er derfor lavt de første årene av implementeringen (når uttaket av skogsavfall starter), før det deretter øker.

Når man tar hensyn til utslippene i hele forsyningskjeden, reduseres biokullets potensial for utslippskutt med 15-24 % (Tisserant mfl., 2022). Disse beregningene tar hensyn til avlingsøkning og utslippsreduksjon som ikke er påvist i Norske studier. Inkluderer man derimot produksjon av elektrisitet og varme, øker potensialet for utslippskutt med 36-42 %. Disse gevinstene og tapene ville blitt tatt hensyn til i andre sektorer.

5.5 Biokull som jordforbedringsmiddel

Selv om biokull viser positive effekter på avling i internasjonale studier som skyldes flere agronomiske fordeler, ble det ikke funnet effekt av biokull på avling i korndyrking i Norge (O'Toole mfl., 2018). Positive egenskaper av biokull inkluderer økt vannlagringsevne i sandjord og økt vanntransport i leirjord. Disse egenskaper vil kunne bidra til redusert erosjon og utvasking av næringsstoffer, men relativt store mengder biokull trengs for å forandre fysiske egenskaper av jord (O'Toole mfl., 2022). Sorpsjon av næringsstoffer til biokull har vært undersøkt i mange internasjonale studier på grunn av store forventninger, og Weldon, van der Veen, mfl. (2022) har evaluert i detalj omfanget av dette potensialet. Begrensningene og forslag for bruk av biokull som del av en biokull gjødselblanding er beskrevet av Rasse mfl. (2022).

Fordeler ved bruk av biokull som tilsetningsmateriale ved biogass produksjon, ved kompostering, og som fôrtilsetning er beskrevet av O'Toole mfl., (2022). Biokull brukt som tilsetningsstoff i fôr er videre omtalt i Aass mfl. (2024). I forhold til andre fôrtilsetninger, har biokull relativt liten kapasitet til å senke mengde metan som slippes fra drøvtyggere. Verdien for dyrehelse er sannsynligvis større, men effekten av biokull må undersøkes i forhold til forskjellige typer biokull siden egenskaper og dermed også effekten varierer basert på råstoff og produksjonsmetode. Dette illustrerer at biokull kan brukes til flere formål etter hverandre. For eksempel: biokull kan brukes til dyrefor, og deretter kan husdyrgjødsel bli brukt i biogass anlegg eller kompostert, og så havner den i jorda. Biokull blir jordforbedringsmiddel etter hvert, men ble brukt og hadde en effekt til flere formål fordi den ikke brytes ned gjennom dyrets fordøyelse. Biokull brukt i kaskade av formål på denne måten vil bidra til like mye karbonlagring som biokull tilsatt jorda direkte, og dette er inntil videre den største og sikreste fordelene av biokull. Et pottforsøk utført på norsk sandjord med kompost og kompost produsert med biokull viste gode effekter på plantevekst, men biokull hadde ingen tilleggseffekt over effekten av kompost (Weldon, Rivier mfl., 2022).

Miljøeffektene som er undersøkt i LCA-studien til Tisserant mfl. (2022) er redusert eutrofiering av havet, redusert nedbrytning av ozonlaget i stratosfæren og risikoer som økt dannelse av troposfærisk ozon, forurening av jord, dannelse av fine partikler og terrestrisk økotoksisitet (gjennom utslipp av tungmetaller i forsyningskjeden for biokull). Selv om det finnes få studier som har undersøkt sikkerhet, for eksempel helseeffektene av støvdannelse ved bruk av biokull på landbruksjord, antas de positive effektene av biokull å generelt oppveie de negative effektene. Risiko angående negative effekter ved bruk av biokull, samt utfordringer ved kostnader tilknyttet til biokull, er rapportert av O'Toole mfl. (2022).

Ny forskning

Som en oppfølging av CarboFertil prosjektet, vil biokull som filtermateriale for å binde NH_3 og CH_4 bli videre undersøkt i prosjektet AgriCascade. AgriCascade vil bidra til å redusere gassutslipp fra for eksempel lagertanker for gjødsel, og samtidig utvikle et produkt som kan fungere som gjødselmateriale og samtidig bidra betydelig til karbonbinding i jord. I prosjektet AgroComposit, vil avfallsstrømmer bli brukt for å teste gjødselverdien av biokull-kompost sammensetninger.

6 Myrjord

6.1 Nydyrking

I 2020 kom det nye regler der nydyrking av myr til jordbruksformål generelt ble forbudt. Det ble gitt muligheter for at kommuner kunne innvilge dispensasjoner ved spesielle tilfeller. Dispensasjoner kan gis dersom grunneier mister andre produksjonsarealer (tap av leiejord, tap til utbygging som f.eks. ved samferdselstiltak). Det kan også innvilges dispensasjon dersom det er den eneste dyrkingsressursen grunneier har eller for å ivareta særskilte produksjoner på myr over fjellgrunn.

Miljødirektoratet (2023a) har beregnet effekt fra 2024-2030 med en samlet reduksjon på 440 000 tonn CO₂-ekv., og effekt for året 2030 med totalt 83 000 tonn CO₂-ekv. (der 78 570 tonn regnskapsføres i aralbruksektoren og 5874 tonn rapporteres for lystgass i jordbruksektoren). I fremskrivninger av tiltaket i referansebanen (NB23, Johnsen og Kirsanova, 2022) ble det lagt til grunn nydyrking av 2115 daa, mens det i 2021 ble gitt tillatelse til å nydyrke 815 daa myr i KOSTRA-rapporteringen (Ldir, 2022). Tiltaket har derfor hatt effekt på hvor mye areal som nydyrkes. Effekten av forbudet var ikke tatt inn i referansebanen (Miljødirektoratet 2023a).

Vi har ikke gjort nye vurderinger av tiltakspotensialet i denne rapporten, men refererer til Miljødirektoratets rapport for helheten i presentasjon av tiltak og effekter.

6.2 Tiltak på drenert organisk jord

Jordbruksarealet med drenert organisk jord utgjør 702 km² hvorav 623 km² er dyrket mark og 78 km² er beite (Miljødirektoratet 2023b). Denne oversikten er basert på tall fra Landskogtakseringen. Dette utgjør om lag 6 % av jordbruksarealene. Samlet årlig utslipp fra drenert organisk jord på jordbruksarealer utgjør 2,4 millioner tonn CO₂-ekv. Av dette utgjør utslippet av lystgass 0,3 mill. tonn CO₂-ekv. og rapporteres i jordbruksektoren.

Weldon mfl. (2024) har i oppdrag for Miljødirektoratet gjennomført en utredning om klimatilak for å redusere klimagassutslipp fra drenert organisk jordbruksjord. Rapporten beskriver ulike tiltak som restaurering som tar jorda ut av jordbruksdrift og mulige tiltak med fortsatt jordbruksdrift. Det henvises til rapporten for ytterligere beskrivelser. Rapporten blir tilgjengelig fra april 2024. I dette kapittelet gis det en kort beskrivelse av tiltakene, men det vises til rapporten for detaljer.

6.2.1 Restaurering

Restaurering av drenert organisk jordbruksjord innebærer å tilbakeføre tidligere dyrka organisk jord til et økosystem som fungerer lignende urørt myr. Flere land har innført tiltak og virkemidler for restaurering av dyrka organisk jord (Miljødirektoratet 2023a). Målet med restaurering er å etablere selv-regulerende økosystemtjenester ved å reetablere plantesamfunn tilsvarende uforstyrret myr. En må derfor legge til rette for at plantesamfunn som ligner uforstyrret myr kan etablere seg. Dette krever at vannivået kan høynes og den enkleste måten er å blokkere grøftene og opprettholde et høyt og relativt stabilt vannivå.

Når drenert organisk jord blir restaurert går den ut av jordbruksproduksjon – med de følger det kan ha for mat og fôrproduksjon og inntjening for bonden – dersom arealet ikke kompenseres. Areal kan også gå ut av drift fordi den har blitt for grunn, har dreneringsutfordringer eller av andre driftsmessige grunner. Drenert organisk jord som går ut av drift uten restaureringstiltak kan være en kilde til utslipp av klimagasser.

6.2.2 Tiltak for fortsatt drift på drenert organisk jord

Det foreligger lite kunnskap og dokumentasjon om tiltak på drenert organisk jord for restaurering og for fortsatt jordbruksdrift på arealene. Tiltakene forutsetter at en regulerer vannivået for å redusere nedbrytning og utslipp av klimagasser. Høyere vannivå kan være i konflikt med dyrking av jordbruksvekster og f.eks. kjøring på arealer for innhøsting. Tiltak som er vurdert inkluderer å legge et topplag av mineralmasse over det organiske laget og endringer til ulike vekster som kan dyrkes ved høyere vannivå.

Omgraving som dreneringsmetode på tidligere oppdyrket organisk jord

Omgraving på oppdyrket drenert organisk jord har vært brukt ved behov for ny drenering. Tiltaket innebærer at man graver opp og legger mineraljord fra undergrunnen oppå den oppdyrka myrjorda. Dette bidrar både til å redusere omdanning av det organiske materialet og til å forbedere de agronomiske forholdene. En graver ut mineraljord under torva og legger dette som toppjord over det organiske laget, i tykkelse på 50- 100 cm. Det legges ofte skrånstelte lag slik at vatnet kan dreneres ned til undergrunnen. Ved omgraving reduseres omdanning av det organiske materialet, utslipp av CO₂ og metan og også lystgassutslipp fra jordbruksdriften. Den tidligere nedgravde mineraljorda kan være karbonfattig og ha potensialet til å lagre mer karbon. Det pågår et forskningsprosjekt PeatImprove (2021-2025) som vil gi mer kunnskap og dokumentasjon av effektene. Det kan gis tilskudd til omgraving fra tilskuddsordningen om ny drenering på tidligere dyrket jord. Det er bare en liten del av allerede grøftet myr som blir omgravid hvert år (Landbruksdirektoratet 2023b).

Påføring av mineraljord over oppdyrket organisk jord

Omgraving kan være aktuelt der en har mineraljord under det organiske materialet. En annen mulighet er å dekke det organiske laget med et lag mineralmasser som er hentet utenfor arealet og tilført som et topplag. Da kan arealet teoretisk betraktes som mineraljord. Til forskjell fra omgraving er det ikke skrånstelte lag av mineraljord og en må hente mineraljord fra et annet sted. Mineralmasser kan hentes fra ulike områder, f.eks. fra utbyggingsprosjekter, og må ha egnete dyrkingsegenskaper.

Paludikultur

Paludikultur omfatter flere ulike praksiser og vekster som dyrkes ved høy vannstand. Det gir en mulighet for verdiskaping på jordbruksareal samtidig som klimagassutslipp reduseres. Dette er andre vekster enn tradisjonelle jordbruksvekster. Det er gitt eksempler på bruk av strandrør som alternativt fôrgras, bioraffinering eller biodrivstoff. Andre eksempler er dyrking av siv brukt til takmaterialer, myrslått til fôr og strø.

Endret vekst og gjødsling

Fra dagens jordbruksdrift rapporteres det bl.a. utslipp av lystgass i sektoregnskapet for jordbruk. Dersom en endrer hvilke vekster som dyrkes (åker, gras), eller intensitet som antall slåtter og gjødslingsnivå, så vil dette påvirke forbruket av nitrogengjødsel og dermed lystgassutslipp.

7 Teknologisk utvikling

Det er stadig teknologisk utvikling som kan gi muligheter for reduksjon av utslipp av klimagasser. Det er ikke gjort spesielle vurderinger av dette innenfor de begrensede rammer for dette prosjektet. Vi omtaler likevel teknologisk utvikling fordi dette allerede har og fremover forventes å kunne gi ytterligere bidrag til utslippsreduksjoner.

Innenfor husdyrproduksjoner er bruk av tilsetningsstoffer som kan redusere metanutslipp fra drøvtyggere et eksempel som viser betydning av tiltak som kan ha stor effekt. Dette er omtalt i Aass mfl. (2024).

Tilsetningsstoffer til husdyrgjødsellager og metoder for å rense metanutslipp i husdyrrom er andre eksempler på betydning av teknologisk utvikling. For husdyrgjødsel har også endring fra breispredning til bruk av utstyr for nedfelling og bruk av slepeslanger for å redusere kjøring og jordpakking med tunge maskiner gitt muligheter for utslippsreduksjoner.

Teknologisk utvikling for å produsere biogass fra husdyrgjødsel bidrar til reduserte tap av klimagasser fra lagring av husdyrgjødsel og gir samtidig en biorest som kan tilbakeføres som gjødsel. Teknologisk utvikling omfatter både gårdsanlegg og større fellesanlegg der en kan blande husdyrgjødsel med andre typer råstoff.

Stadig større og tyngre maskiner og økende nedbør bidrar til økt risiko for jordpakking. Det aktualiser utvikling og bruk av lettere utstyr, av roboter, og digitale hjelpemidler for planlegging av kjøremønstre og reduksjon av jordpakking.

Innen presisjonsteknologi er det rask utvikling for å kunne kombinere teknologiske hjelpemidler sammen med jorddata og plantekunnskap for å optimalisere ulike planteproduksjoner. Det er gitt noen eksempler på pågående utvikling i kapittel 3.7.4. Det gjelder teknologi for å avdekke ulike variasjoner innenfor et jorde av betydning for gjødsling, eller ulike utviklingstrinn i planteproduksjoner gjennom vekstperioden. Forskjeller i næringsinnhold på ulike deler av et jorde kan brukes til mer presis tildeling av gjødsel. Teknologisk utvikling omfatter både bruk av satellittdata (eks for høstetidspunkt), teknologi som kan brukes i daglig drift tilpasset påmontert traktor, mens en kjører på et jorde kan bidra til mer tilpasset og presis tildeling av gjødsel og plantevernmidler.

For økt karbonlagring i jord er utviklingen for produksjon av biokull eksempel på teknologisk utvikling som kan ha betydelig effekt. Teknologisk utvikling omfatter her både produksjonsmetoder tilpasset ulike råstoff, produksjonsforhold som valg av temperatur, blanding med andre råstoff, kombinasjoner med andre tilsetninger og teknologi for spredning. Biokull kan brukes til ulike formål og trenger derfor ulikt tilpasset teknologi for disse formål.

8 Energi

Denne rapporten omhandler tiltak i planteproduksjon og på arealer. Utredning av klimatiltak innen energi, som oppvarming og drivstoff til maskiner har ikke vært inkludert. Slike tiltak inngår i beregninger til Klimaavtalen for perioden 2021-2030 der det i utgangsåret 2020 var: Utslipp fra maskinparken; 343.000 tonn CO₂, Oppvarming; 56.000 tonn CO₂, totalt 399.000 tonn CO₂. I Landbrukets Klimaplan fra 2020 var det angitt et reduksjonspotensiale på 0.55-1,3 millioner tonn CO₂ ekvivalenter, der elektrifisering var anslått til 30.000 tonn. Det er likevel tatt med noen vurderinger her som er koblet til planteproduksjon.

Prosjektet SolarFarm, finansiert av Bionærprogrammet i Forskningsrådet ble gjennomført i perioden 2018-2022. Prosjektet var en systemstudie av hvordan solstrøm produsert på gårdsnivå kan drive elektriske og delvis selvstyrte farkoster i et presisjonsjordbruk med reduserte utslipp av klimagasser. To tiltak var spesielt vurdert: reduksjon i utslippene fra traktorkjøring, og reduksjon i utslippene som skyldes dårlig utnyttning av tilført nitrogengjødsel. Prosjektet hadde mål om å utvikle et konsept av innovative, tekniske løsninger og metoder som kan benyttes på de fleste norske gårdsbruk. <https://precisionag.no/nb/project/solarfarm-nb/>

Hjelkrem mfl. (2020) har i en studie undersøkt potensialet for å erstatte fossilt drivstoff med elektrisk energi fra batterier og/eller hydrogenbrenselceller i traktorarbeidet på norske gårder. Dette ble gjort med utgangspunkt i seksten små og store modellgårder på Østlandet, i Trøndelag og i Rogaland. Disse var korngårder med og uten husdyr, og melkeproduksjonsbruk. Det årlige dieselforbruket i alle traktordrevne arbeidsoperasjoner ble beregnet og videre tidfestet og fordelt gjennom året. For alle brukstyper var det høye topper med mye traktorarbeid knyttet til pløying og/eller spredning av husdyrgjødsel om våren og til innhøsting og pløying om høsten. Basert på effekten og kapasiteten til batteritraktorer og batterier som ble antatt å være tilgjengelige på kort sikt, ble det konkludert at maksimalt 10% av det dieseldrevne traktorarbeidet kan erstattes av batteritraktorer. Aggregert til arealet på 450 000 ha dyrket mark som nå blir drevet som modellbrukene, tilsvarer dette 3 millioner liter diesel årlig.

Solceller på jordbruksareal

Det er økende interesse for – og planer om å sette ut – solceller på landbruksareal for energiproduksjon. Dette har utløst behov for å dokumentere om solceller på jordbruksareal påvirker planteproduksjon. Det er ulike alternativ for kombinasjon av solceller og jordbruksarealer, som sau som beiter på arealene eller arealer som kan høstes maskinelt.

Landbruksdirektoratet (2024) har nylig utarbeidet rapporten: [Bakkemonterte solkraftanlegg – konsekvenser av utbygging på jord- og skogbruksarealer](#). Rapporten angir at det foreløpig ikke er etablert mange slike anlegg og kunnskapsgrunnlaget er derfor begrenset. Vi referer her bare noen punkter relevante for arealbruk og klimatiltak. Rapporten beskriver noen effekter som kan være negative i forhold til klimagasser. Etablering av solcelleparker kan føre til avskoging og nydyrking. På dyrket areal kan solcellepanel også føre til skyggeeffekter som kan gi avlingtap i jordbruket. Radavstanden mellom panelene har også betydning for mulighetene for å drive maskinell drift av arealene. En konsekvens av etablering av slike solcelleanlegg kan være at bønder legger om til mer ekstensiv drift eller til innmarksbeite. Slike endringer kan være i konflikt med de landbrukspolitiske mål om økt nasjonal matproduksjon og selvforsyning.

9 Klimatiltak og klimatilpasning

Mulighetene for planteproduksjon, både fôr og matproduksjon er sterkt avhengig av værforholdene det enkelte år. Endringer i klima, både temperatur, nedbør og ekstreme værhendelser påvirker produksjonsmuligheter. Landbruket har alltid tilpasset seg til endringer i værforhold og må også gjøre det for stadig hurtigere endringer i klima. Det forventes ulike endringer i klima (Hanssen-Bauer mfl., 2015) for ulike regioner i landet og for ulike tidshorisonter frem i tid (midten av hundreåret eller 2100). Høyere temperatur kan gi lenger vekstsesong, 1- 3 måneder lenger mot slutten av hundreåret. En lenger vekstsesong kan gi nye muligheter for de ulike planteproduksjoner, både utvidet dyrkingsområde, ta i bruk nye vekster og sorter, øke antall slåtter eller høstinger. Lenger vekstsesong kan gi økte produksjonsmuligheter, men det avhenger av om en kan mestre mer variable og utfordrende værforhold med nedbør, tørke og vinterforhold. Det kan påvirke både muligheter for vårarbeiding, såing, kjøring og innhøstingsforhold, forekomst av sykdommer m.m. for å ha nevnt noen.

I denne rapporten er det ikke gitt omfattende oversikt ulike klimatilpasningstiltak i jordbruket. Slike oversikter er f.eks. gitt i rapporten «[Landbruk og Klimaendringer](#)» med vedleggsrapport (Hohle mfl. 2016).

Endringer i klima omfatter både våte forhold med store nedbørmengder, kraftige intensiteter, endret tidspunkt for nedbør, flomepisoder, tørkeperioder, og endringer i vinterforhold som kan påvirke vinteroverlevelse av planter. Ekstreme hendelser kan føre til flom og jordskred, det kan gi store avlingstap, eller redusere muligheter både for såing og innhøsting. Ekstreme tørkeperioder kan gi avlingssvikt som også kan påvirke fôrproduksjon og dermed ha konsekvenser for husdyrproduksjoner.

For å lykkes med tilpasning må man ha kunnskap om forventede endringer i klima og ha tilpasningsstrategier tilpasset ulike jordbruksproduksjoner i ulike regioner, jordforhold m.m. I 2022 ble det laget oversikter over tilpasningsstrategier for noen utvalgte produksjoner og regioner:

Klimatilpassa grovfôrproduksjon på Vestlandet <https://hdl.handle.net/11250/3032497>

Klimatilpasning av potetproduksjonen i Innlandet <https://hdl.handle.net/11250/3032490>

Klimatilpassning av grovfôrproduksjon i Nord-Norge <https://hdl.handle.net/11250/3035010>

Klimatilpassning av høstkornproduksjon i Østfold <https://hdl.handle.net/11250/3038504>

Klimatilpassning av byggdyrking i Hedmark <https://hdl.handle.net/11250/3038510>

[Prosjektet Optikorn](#) er et annet eksempel på arbeidet med klimatilpasning for økt kornproduksjon. Optikorn prosjektet har særlig fokusert på muligheter for å unngå jordpakking, forbedre drenering og tilpasse gjødslingsstrategier med f.eks. delt gjødsling. NIBIO sin [Veileder for miljø og klimatiltak](#) har også informasjon om aktuelle tilpasningstiltak.

Tilpasning til endringer i klima er også en forutsetning for å kunne lykkes med klimatiltak og er dermed også viktig for matsikkerhet og selvforsyning. Dette er videre behandlet i delrapport 3 fra prosjektet (Bardalen, 2024) der det også er vektlagt at mistilpasning kan øke risikoen både for økte klimagassutlipp og redusere matsikkerhet.

Ved god tilpasning til endringer i klima kan man sikre god plantevekst (mat og fôrproduksjon) og dermed god utnyttelse av tilførte næringsstoffer. Det kan minske risikoen for tap av nitrogen til luft (lystgass) og tap med avrenning til vann. Det betyr god synergi mellom høy matproduksjon og liten negativ miljøpåvirkning. God plantevekst som dekker jordoverflaten i store deler av året kan være en god beskyttelse mot avrenningstap i intense nedbør og avrenningsepisoder. Det beskytter også jordressursene og dyrkingsgrunnlaget.

Det gis noen eksempler på tilpasningstiltak:

Kontroll med vann i jordbrukslandskapet

For å optimalisere mulighetene for planteproduksjon er det viktig å ha kontroll med vann i jordbrukslandskapet. Det gjelder å sikre arealer mot oversvømmelse og flom, men også mot uønsket avrenning inn fra nærliggende areal som skog, gårdplasser, veier og nabojerder. Bruk av avskjæringsgrøfter, drenering og hydrotekniske anlegg er viktige tilpasningstiltak.

En rekke jordbruksarealer har problemer med drenering. Det kan være gammel drenering som har behov for fornying, problemområder på jordet med tette eller istykkekjørte grøfter. Det kan være for dårlig dimensjonert drenering, for stor avstand mellom grøfter. Ved utløp av grøfter i bekkekanter kan det også oppstå graveskader. Bruk av kantsoner og erosjonsikring av skråninger er aktuelle tiltak. Ved erosjon i forsenkninger på jorder kan grasdekte vannveier være et tiltak for å redusere erosjon og graveskader. Slike tiltak er nærmere beskrevet i [Tiltak mot erosjon på jordbruksareal](#) (Kværnø mfl., 2020).

Rapporten [Planering og jordflytting](#) (Hauge & Haraldsen, 2017) gir også oversikter over tiltak for kontroll med vann i nedbørfelt og erosjonssikring.

Plantedekke

Et viktig tiltak for å redusere risiko for erosjon og avrenning av næringstoffer er å holde jordoverflaten dekket med plantemateriale og med minst mulig jordarbeiding gjennom risikoperioder for avrenning om høsten og vinteren. Dette kan ha synergier med tiltak som kan bidra til å øke karbonbinding og -lagring i jorda. Fangvekster er et slikt tiltak for tilpasning som kan beskytte overflaten mot erosjon og samtidig bidra til å øke karbonmengden i jorda. Redusert jordarbeiding og bevaring av halm på overflaten kan også beskytte mot erosjon gjennom avrenning i høst og vinterperioden.

Jordstruktur og jordhelse

Jordstruktur er viktig for å øke innholdet av karbon i jorda for å utvikle god jordstruktur og stabile aggregater som er viktige for jordas funksjoner både for tørre og våte forhold. For klimatilpasning er det viktig med god kunnskap om lokale jordforhold og å tilpasse både vekster, jordarbeiding og tiltak til dette. Jordhelse er blitt et viktig begrep de siste år med fokus både på jordfysiske, jordkjemiske og jordbiologiske forhold. Tilpasning til endringer i klima understreker ytterligere betydningen av jordhelse.

Ekstreme hendelser

Ekstreme hendelser er forventet å komme hyppigere og med større intensitet enn tidligere (Hanssen-Bauer mfl., 2015). Det kan være både ekstreme nedbørhendelser, lange tørkeperioder, sterk vind, flom og skred eller angrep av skadedyr og plantesykdommer. Ekstreme hendelser er vanskelig å forutse og varsle om og derfor krevende å tilpasse seg til. Flom og skred er slike hendelser der det kan bli behov for Naturskadeerstatning. Hele avlinger og produksjoner kan bli slått ut og feilslått avling i planteproduksjon kan påvirke husdyrproduksjoner ved mengde av fôr og kvalitet. Feilslåtte avlinger og skader på dyringsgrunnlaget har også effekter på utnyttelse av gjødsel og klimagassregnskapet. Fôrmangel kan påvirke nedslakting av husdyr og dermed beregnet metanutslipp. Dersom feilslått avling erstattes med ny tilsåing og gjødsling vil det kunne øke gjødselforbruket og beregnet klimagassutslipp. Økende import vil ikke ha slik effekt.

I JOVA programmet er det gjort en analyse av forekomst og størrelse av ekstreme hendelser for de siste 30 år (Confesor mfl. 2023) for nedbørfelt i ulike jordbruksområder. Den viser at hyppighet og størrelse av slike hendelser har økt og at det kan gi store tap av erosjon, nitrogen og fosfortap. Rapporten anbefaler økt gjennomføring av tiltak som idag allerede er i bruk for å redusere tap med avrenning, men som kan bli enda viktigere ved ekstreme hendelser. De listes bare her:

- Kontroll av vannets strømningsveier, drenering, hydrotekniske anlegg, avskjæringsgrøfter

- Beskytte jordoverflatem fangvekster, stubb gjennom vinteren
- Grasdekte vanneier, bruk av kantsoner
- Delt gjødsling
- Husdyrgjødsel spredning utenom risikoperioder, unngå breispredning
- Erosjonstiltak og jorddekke i rader i grønnsaker
- Muligheter og beredskap for jordbruksvatning, etablering av dammer, magasinering av vann.
- Etablere god jordstruktur for god rotutvikling- stabile aggregater- redusere risiko for jordpakking og lede bort vann raskt.
- Bruk av vekster og sorter som er tilpasset klimasoner

10 Samlet vurdering av tiltakspotensiale

I dette kapitlet gis det en kortfattet oversikt over tiltak som er vurdert i planteproduksjonen. Tiltak i husdyrproduksjoner er i prosjektet utredet i rapporten fra Aass mfl. (2024). Plante- og husdyrproduksjoner er sterkt koblet med hverandre. Gjennomføring av tiltak i en produksjon kan ha konsekvenser for andre produksjoner. Ved vurdering av tiltak i jordbruket bør en derfor gjøre helhetsanalyser og se produksjoner i sammenheng. Jordbruket skal oppfylle flere mål og gjennomføring av enkelte tiltak kan gi målkonflikter med andre mål jordbruket skal oppfylle. I delrapport fra prosjektet Bardalen (2024) er det vurdert sammenheng mellom klimatilpassing, klimatilpasning, klimarisiko og matsikkerhet. Rapporten presenterer også metodikk for å kunne gjøre avveininger mellom flere mål.

Ved vurderingene av tiltak er det ikke gjort vurderinger for geografiske regioner eller ned på gårdsnivå. Det er brukt data på nasjonalt nivå for f.eks. arealomfang, mengder husdyrgjødsel eller mengder omsatt nitrogengjødsel. For hvert tiltak er det gitt beskrivelser av tiltak og mulige effekter. Ved direkte planlegging på gårdsnivå kan man tilpasse tiltakene til de aktuelle jordbruksproduksjoner og lokale jord og driftsforhold og også vurdere både plante- og husdyrproduksjoner sammen.

Samletabell over tiltak

En samlet oversikt over tiltakene som er vurdert i denne rapporten er gitt i tabell 10.1. I tabellen er det angitt hvilke klimagasser tiltaket påvirker eller om det bidrar til økt karboninnhold i jord. Dersom det foreligger datagrunnlag, er det også gjort beregninger av potensialet for effekt. Dette er angitt for det året en forventer full/maksimal gjennomføringsgrad og samlet potensiell effekt for perioden 2021-2030. For noen tiltak er det beregnet effekt for en kortere periode enn 10 år, eks fra 2024-2030. Dette er nærmere angitt i tabellen der det også er gitt kommentarer og spesielle merknader til beregningene.

For noen tiltak er det ikke grunnlag for å kunne beregne effekter nå. Slike tiltak er likevel satt inn i tabellen fordi de er ansett som tiltak med potensiale for effekter der det på et senere tidspunkt kan foreligge dokumentasjon for beregning. Tabellen angir også om tiltakene inngår i beregninger i det nasjonale Klimagassregnskapet eller ikke.

Når en skal vurdere potensialet for tiltak og gjennomføringsgrad så er dette også avhengig av kostnadene med tiltaket, aktuelle virkemidler og teknologiske muligheter. Disse er viktige faktorer som bare er omhandlet i begrenset grad i denne utredningen. Vurderingene i kapitlene foran, og i samletabellen, er i hovedsak basert på kunnskap om effekter av tiltakene og i tillegg gjennomføringsgrad med utgangspunkt i vurderinger av f.eks. arealomfang, endringer i mengder husdyrgjødsel for ulike lagrings- og spredningmetoder eller til biogass.

Vurderinger og effekter av de ulike tiltak

Optimalisere dyrkingsforhold. Fra planteproduksjon er utslipp av lystgass fra nitrogengjødsling den største kilden. Optimalisering av dyrkingsforholdene er viktig for å sikre at mest mulig av tilført mengde nitrogengjødsel kan utnyttes til avling med minst mulig tap til luft og til vann. Det kan gi gode muligheter for planteproduksjon både til fôr og matvekster. Dette inkluderer å beskytte arealene mot flom, skred, nedbygging, men også sørge for god dreneringstilstand, redusere jordpakking og etablere jordstruktur med muligheter for god rotutvikling. Det inkluderer også kalktilstand, planteverniltak mot plantesykdommer og skadedyr, samt ugrasbekjemping.

Jordpakking har stor påvirkning på muligheter for rotutvikling, infiltrasjon av vann, utnyttelse av næringsstoffer og avlingsnivå. Gjødsling med nitrogen, særlig i form av nitrat i mineralgjødsel, i kombinasjon med pakket jord kan gi høye direkte lystgassutslipp. Det er ikke datagrunnlag for beregning av effekter av jordpakking, og det er heller ikke oversikter over berørt areal eller pakkingsskader. I overvåkingsprogramet JordVAAK er jordpakking et av temaene som skal overvåkes.

Drenering kan påvirke vekstforholdene og er en forutsetning for god utnyttelse av gjødsel, høyt avlingsnivå og redusert risiko for jordpakking. Drenering har (en indirekte) effekt på klimagassregnskapet ved å påvirke forbruket av nitrogengjødsel. Spørreundersøkelser har vist avlingsøkning på rundt 20 % for kornareal etter drenering. Det foreligger ikke informasjon om endringer i gjødsling som følge av drenering og vi har derfor ikke gjort beregningene av dette. Areal som har dreneringsbehov er også usikkert, det er basert på en tidligere spørreundersøkelse.

I beregningen av drenering har vi basert oss på metodikk fra tidligere utredninger. Vi har oppdatert dette med statistikk over areal som er drenert til nå (med tilskudd) og forutsatt at det gjenværende antatte behovet blir drenert innen 2030. Potensialet er beregnet til 30.000 tonn CO₂-ekv./år og om lag 165 000 tonn CO₂-ekv. for perioden 2021- 2030. Dette forutsetter i så fall en stor økning i dreneringsaktiviteten, og er et gap i forhold til dagens nivå. Vi tror dessuten at behovet for drenering er underestimert og behovet er ikke vurdert i forhold til fremtidige endringer i nedbør. Det foreligger sparsomt med helårsmålinger av lystgassutslipp fra drenerte norske jordbruksområder. Effekt som er angitt i tabellen er basert på et valg av én prosents forskjell i utslipp mellom dårlig og god drenering, slik det er gjort i tidligere utredninger. Samlet sett er det derfor stor usikkerhet om potensialet som er beregnet.

Gjødsling. Endring i tilført mengde N-gjødsel har direkte effekt i klimagassregnskapet. Vi har gjort flere beregninger av effekter av ulike gjødseltiltak. Det er beregnet at dersom en reduserer den årlige mengden mineralgjødsel med 10 % i forhold til estimert forbruk i referansebanen ville det tilsvare en reduksjon i lystgassutslipp på 53 000-59 000 tonn CO₂-ekv./år som tilsvarer cirka 0,5 mill. tonn CO₂-ekv. for en tiårsperiode. Denne beregningen illustrerer totaleffekten av å redusere N-tilførsel med 10 %. Flere agronomiske tiltak kan føre til bedre nitrogeneffektivitet, gi økte avlinger og inngå i en slik effekt. Det er ikke beregnet effekt av enkelttiltak som delt gjødsling, redusert jordpakking, vekstskifter og tilpasset gjødselplanlegging. Vi vil likevel presisere at dette tiltaket ikke må forstås som anbefaling av en generell 10 % reduksjon av nitrogengjødsling. Forøk har vist at det kan være lave nitrogentap ved høy gjødsling dersom det tas ut store avlinger, så nitrogeneffektiviteten er viktig.

Kløver i eng. Ved bruk av kløver i eng kan en redusere tilført mengde mineralgjødsel N og dermed redusere lystgass tapet beregnet fra gjødsel forbruk, selv om det følger økt lystgassutslipp fra selve kløverveksten. Dersom 10 % av dagens engareal bytter til blanding med kløver, så er nettoeffekten av tiltaket her beregnet til 13 000 CO₂-ekv./år i 2027, og med en samlet effekt på 70 000 CO₂-ekv. for perioden 2024-2030, dersom tiltaket har full effekt allerede fra 2027.

Planterester er viktig for å beskytte jordoverfalten for erosjon og avrenning, og det kan bidra til å øke det organiske innholdet i jord. Fra planterester som ligger på overflaten beregnes det ikke lystgassutslipp, men det beregnes utslipp det året planterester pløyes ned i jorda. Det er ikke gjort beregninger av effekter, men vi har omtalt effekter avhengig av type og mengde planterester, C:N forhold, nedbrytbarhet og jordtyper.

Høstkorn. Intensivering med økte avlinger pr. arealenhet kan spare annet areal fra oppdyrking, gi større avling og mindre utslipp pr. produsert enhet. Agronomiske forbedringer er i flere studier vurdert å kunne øke avlinger (tette avlingsgapet) med f.eks. 20-25 %, uten å endre gjødsling. Dette registreres ikke i Klimagassregnskapet, men krever andre analyser. I tabellen er det som eksempel på effektivisering satt opp økt dyrking av høstkorn, som kan gi høyere avling pr arealenhet. En større avling kan gi behov for økt gjødsling, som vil gi økt beregnet lystgassutslipp i klimagassregnskapet – uavhengig av nitrogeneffektiviteten (tilført kg N/kg avling). Økt dyrking av høstkorn har også andre miljøeffekter- som ikke er vurdert her.

Delt gjødsling. Delt gjødsling er ikke forventet å gi en generell avlingsøkning, og er ikke beregnet spesielt. I enkelte år kan en spare gjødsel ved delt gjødsling og dette vil da gi direkte effekt i klimagassregnskapet. Vi har vurdert dette som del av sumeffekt ved 10 % reduksjon i N fra mineralgjødsel. Delt gjødsling kan påvirke proteininnholdet i korn og nitrogeneffektiviteten.

Kalking. Kalking av sur jord kan redusere lystgasstap, men kan samtidig gi CO₂ utslipp fra bruken av kalkingsmidler. Det er ikke beregnet effekter av endret kalking i dette prosjektet. Det er likevel vurdert at kalking kan ha en positiv totaleffekt ved gitte forutsetninger. Det forutsettes kalking til moderat nivå (pH omkring 6,5), at kalknivået i jorda holdes jevnt, og at ved engdyrking så holdes innholdet av kløver mellom 30-45 %. Presisjonskalking er vurdert som et aktuelt tiltak, og effekter av dette er tidligere vurdert til 10.000 tonn CO₂-ekv. Ved kalking av 30 % av engarealet og 2.500 tonn CO₂-ekv. for kalking av 30 % av kornarealet.

Åkerbelgvekster. Det er potensiale for å øke arealet med åkerbelgvekster. Ved dyrking av åkerbelgvekster tilføres det ikke nitrogen i dyrkingsåret og det gir i tillegg en forgrødeeffekt som kan redusere gjødselbehovet også for neste års avling. Det er beregnet en effekt av å øke arealet med åkerbelgvekster med 67 000 daa fra dagens areal. Det vil utgjøre om lag 50 % av potensielt dyrkingareal for åkerbelgvekster. Dette er beregnet å kunne gi reduserte klimagassutslipp med 5350 tonn CO₂- ekv/år og 53 000 tonn CO₂- ekv. for perioden 2021- 2030.

Presisjonsjordbruk omfatter ulike teknikker for tilpasning av innsatsfaktorer som gjødsel, kalk, plantevernmidler, til lokale variasjoner på det enkelt jordet. Det omfatter styreassistanse for å unngå overlapping ved kjøring og variabel tildeling av gjødsel og kalk. Det har ikke vært grunnlag for nye beregninger av potensiale i dette prosjektet. Det er referert til beregninger fra Korsæth mfl. (2019) med oppdatert oppvarmingspotensiale. Potensialet er summert til om lag 27 000 tonn CO₂-ekv./år, dette er inkludert presisjonskalking som er nevnt over. Det har videre vært en utvikling i teknologiske muligheter etter 2019 for mer presis og målrettet bruk av innsatsfaktorer. Det gjelder både bruk av satellittbilder, droner, traktormonterte sensorer og beregningsprogram.

Husdyrgjødseltiltak er vurdert i et eget kapittel. Det omfatter tiltak med husdyrgjødsellager og ulike spredemetoder og tidspunkt for spredning. Det er beregnet effekt av følgende husdyrgjødseltiltak: tak på åpne gjødsellager, miljøvennlig spredemetode, spredetidspunkt og bedre arealmessig utnyttelse av av husdyrgjødsel. Disse tiltakene ble det også gjort oppdaterte beregninger for i rapporten Klimatiltak i Norge mot 2030 (Mdir, 2023a) og er i stor grad basert på tall fra gjødselundersøkelsen i 2020. Samlet effekt av disse tiltak er beregnet til om lag 40.000 tonn CO₂-ekv./år ved maksimal gjennomføring i 2035 og til sammen om lag 170 000 tonn CO₂-ekv. for perioden frem til 2035. Det er antatt noe ulik gjennomføringsgrad for tiltakene. Innen miljøvennlig spredning er det på eng beregnet økning i stripespredning fra 25 % i 2020 til 64 % i 2030, vanninnblanding økt fra 21 % i 2020 med økning til 64 % i 2030, mens redusert tid til nedmolding i åker er beregnet innført frem mot 2035. Også tak på åpne lager for grisejødsel er beregnet innført frem til 2035.

Biogass. Bruk av husdyrgjødsel til biogass er skilt ut som et eget tiltak. Ved produksjon av biogass reduseres lagringstid for husdyrgjødsel og metanutslipp fra gjødsellager. Selve biogassen kan gi substitusjonseffekter i andre sektorer der den brukes, eller på gårdsnivå om den benyttes som energikilde der. Mengden husdyrgjødsel som blir brukt til biogass vil påvirke effekten av husdyrgjødseltiltak omtalt over. Vi har imidlertid ikke beregnet slike effekter.

I dag er det under 2 % av dagens husdyrgjødselmengder som brukes til biogass: Det er beregnet effekt ved økning til 25 %, som er brukt i flere utredninger siste år. St.melding 39 (2008-2009) ble det satt mål om 30 % av husdyrgjødsel til biogass. Biogass kan produseres både på gårdsanlegg og i større fellesanlegg. Vi har benyttet samme fordeling mellom anlegg som i Miljødirektoratet (2023a). Potensialet er beregnet til om lag 78 000 tonn CO₂-ekv./år i 2030 og 390 000 tonn CO₂-ekv. for perioden 2023 - 2035. Vi har ikke beregnet substitusjonseffekten når biogassen brukes, fordi dette rapporteres i andre sektorregnskap i Klimagassregnskapet. I Klimaavtalen for landbruket kan bruk av biogass inkluderes dersom det brukes i egen gårdsdrift.

Biogass er et tiltak der teknologi og virkemidler er viktig for økt gjennomføring. I kapittel 4 er det vist til utredninger om dette, men ikke gjort nye vurderinger i denne rapporten. Utredningene omhandler

bl.a. vurderinger av potensialet, muligheter for blandinger av husdyrgjødsel med med andre organiske ressurser, regelverk for bruk av bioresten, kostnader og finansieringsmuligheter.

Karbondiltak. Muligheter for å binde og lagre karbon er vurdert i kapittel 5. I tabell 10.1 er det bare fangvekster og biokull som er oppgitt med beregnede effekter. Det er flere tiltak og tilførsler av organisk materiale som kan øke det organiske innholdet på enkeltjorder. En flytting av f.eks. halm og husdyrgjødsel kan øke karboninnholdet på et jorde, men bidrar ikke til økt binding og lagring på nasjonalt nivå. Økt organisk innhold i jorda kan imidlertid bidra til bedre jordstruktur, holde på vann, øke innholdet av næringsstoffer som igjen kan gi økte avlinger. Større avlinger med bedre utviklet rotmasse kan dermed påvirke mengden røtter og karbon i jorda.

Tiltak som kan påvirke innholdet av karbon i jord omfatter økte avlinger som kan gi mer rotmasse, bruk av vekster med dypere rotsystem og tiltak som fangvekster og biokull. Det foreligger ikke god dokumentasjon av karboninnholdet i norske jordbruksområder og effekter av ulike tiltak. Det presiseres i kapitlet at det er behov for langsiktig dokumentasjon av slike endringer.

Fangvekster (dekkvekster). Fangvekster er et tiltak som kan ha effekter både for karbonbinding og lagring, lystgassutslipp og beskyttelse av jordoverflaten mot erosjon og avrenning av nitrogen og fosfor. Det er utarbeidet flere rapporter i perioden 2018 til 2023 om effekter av fangvekster. Felles for rapportene er at det mangler dokumentasjon for norske forhold og det er benyttet resultater basert på svenske forsøk. Det forventes at det pågående prosjektet CAPTURE kan bidra med dokumentasjon. Det er gjort beregninger basert på verdier brukt i Klimakur 2030 med 24 kg C/daa/år. Dersom fangvekster trappes opp til bruk på 20 % av dagens kornareal i 2030 (570 130 daa) tilsvarer det 50 217 tonn reduserte CO₂ utslipp i 2030 og for perioden 2024 – 2030 med 215 175 tonn CO₂ ekv. Dersom bruken av fangvekst trappes opp til 60 % av dagens kornareal i 2030 (1, 7 mill daa) tilsvarer det 150 638 tonn redusert CO₂- ekv i 2030 og for perioden 2024- 2030 med 462 060 tonn redusert CO₂-ekv. Dette er ikke vurdert som realistisk innen 2030.

I Mdir (2023 a) er det beregnet effekt av bruk av fangvekster på 20 % av potensielt kornareal på 4,1 mill daa (820 000 daa). I 2030 er karbonlagringseffekten av fangvekster, som føres i arealbruksektoren angitt til 61 722 tonn CO₂-ekv., samt 3 388 tonn CO₂-ekv. redusert utslipp fra jordbrukssektoren. Dette gir en samlet effekt på 290 000 tonn CO₂-ekv. i perioden 2024-2030.

Det er gjort vurderinger av kunnskapsgrunnlaget for fangvekster, med bl.a. vurderinger av ulike blandinger av gras og kløver, samt renbestand og effekter på lystgassutslipp. Det er lite dokumentasjon av lystgasseffektene av ulike fangvekster. Det er også omtalt effekter fangvekster kan ha på gjødselbehov for hovedveksten, forgrødeeffekter og betydning av dette for klimagassregnskapet.

Biokull. Biokull har vært utredet som et lovende klimatiltak i flere utredninger (kapittel 5). Biokull produseres ved pyrolyse av ulike organiske ressurser ved høy temperatur og uten lufttilgang. Det dannes da stabile karbonforbindelser og gir biokull flere bruksområder. Det er foreløpig liten nasjonal produksjon av biokull (700 tonn i 2023). I Mdir (2023a) ble potensialet for effekt ved bruk av 30.000 tonn biokull i 2030 beregnet å gi effekt på 82 000 tonn CO₂-ekv./år, basert på bruk av 5 % av tilgjengelig biomasse. I denne utredning er det gjort en oppdatering av tilgjengelige råstoff for biokullproduksjon som viser et større tilgjengelig potensiale. Det er beregnet at dersom man når 5% av potensialet i 2030 (33000 tonn biokull av 665 000 tonn) vil det tilsvare 70 107 tonn CO₂ i 2030 og gi en samlet reduksjon på 284 847 tonn CO₂- ekv. for 2024- 2030. Det er et stort gap mellom tilgjengelige ressurser, produksjon av biokull og gjennomføring av tiltaket. I 2023 innførte fire fylker tilskudd for å ta i bruk biokull. Tilskuddsdata muliggjør dokumentasjon for beregninger. Biokull er ikke inkludert i klimagassregnskapet nå, men det pågår utvikling av slik metodikk.

I Kapittel 5 er det også gitt oversikter over agronomiske effekter og annen nytte av bruken av biokull. Det er vurdert effekter på avling, hvilke areal som kan ha nytte av biokull (for sandjord kan biokull holde på vann og næringsstoffer), innblanding i kompost for lavere lystgassutslipp, og anrikning av biokull med tilført gjødsel. Slik kunnskap er nødvendig – i tillegg til virkemidler – dersom en skal

kunne forvente økt bruk av biokull. For dette tiltaket er det produksjon og oppslutning om tiltaket til jordbruksformål som er usikkert, ikke beregningen av selve karboneffekten.

Oversikten over viser at det er mange enkelttiltak som er aktuelle og har ulike effekter i planteproduksjonene. For flere av tiltakene foreligger det nå bedre og mer omfattende dokumentasjon enn ved rapporten i 2018 (Bardalen mfl., 2018). På gårdsnivå må man tilpasse tiltakene etter hva som produseres, lokale jord, klima og driftsforhold. Gjennomføring av tiltak er også avhengig av virkemidler og støtteordninger som f.eks. tilskudd og midler for investeringer. For noen tiltak er det innført virkemidler som f.eks. tilskudd til fangvekster, biokull, miljøvennlig spredning av husdyrgjødsel, drenering. Vi har ikke vurdert slike virkemidler innenfor denne prosjektrammen.

På gårdsnivå må man planlegge tiltak for alle produksjoner. Selv om vi i dette kunnskapsgrunnlaget har vurdert enkelttiltak i plante og husdyrproduksjoner, anbefaler vi at det ved vurderinger av tiltak i jordbruket gjøres helhetsanalyser der en ser produksjoner i sammenheng. For eksempel vil det være viktig å se på effekter av fôringstiltak i husdyrproduksjoner i sammenheng med hvilke effekter dette gir i planteproduksjonene.

Det er videre svært viktig at klimatiltak, vurderes i sammenheng med effekter på klimatilpasning, klimarisiko og matsikkerhet. Detaljerte analyser av dette har det ikke vært grunnlag for innenfor dette prosjektet. I delrapport fra prosjektet Bardalen (2024) er det gitt noen eksempler på tiltak, og effektene av disse. Videre er det der beskrevet og skissert en metodikk som kan brukes som grunnlag for videre arbeid.

Tabell 10.1 Oversikt tiltak ,beregnet effekt ved full gjennomføring og i perioden 2021-2030, info om tiltaket beregnes i klimagassregnskapet eller ikke.

Tiltak	Effekt på klimagassutslipp eller karbonbinding	Beregnet effekt ved full gjennomføring tonn CO ₂ -ekv./år	Effekt 2021- 2030 tonn CO ₂ -ekv.	Beregnes i klimagass-regnskapet: ja /nei /indirekte	Kommentarer Forutsetninger, usikkerheter
Optimalisere dyrkingsforhold					
Unngå jordpakking	Jordpakking øker faren for lystgass-utslipp, spesielt i kløverrik eng og ved nitrat-tilførsel, spredning av husdyrgjødsel	Ikke grunnlag for beregning	Ikke grunnlag for beregning	Nei	Det mangler helårsmålinger for å gjøre beregninger. Nytt overvåkingsprogram for jordovervåking, skal også registrere jordpakking i Norge. JordVAAK.
Drenering	Drenering påvirker plantevekst, utnyttelse av N-gjødsel og dermed lystgass utslipp. Effekt, illustrert: Redusert direkte lystgass-utslipp fra 2% til 1% av tilført mengde N.	30 000 tonn CO ₂ -ekv. i 2030	165 000 tonn CO ₂ -ekv. ved 480 000 daa drenert i perioden 2021-2030. Se Tabell 3.2.	Nei. Indirekte påvirkning ved effekt på forbruk av N-gjødsel.	Basert på metodikk fra Hauge et al. (2020) brukt i Klimakur 2030 (Mdir 2020). Beregnet med oppdatert statistikk for drenert areal og gjødsling og oppdatert oppvarmingsfaktor for lystgass. Inkluderer ikke effekt fra drenering utført før 2021 eller avtagende effekt for drenering over tid. Usikkert arealomfang, utslippsfaktor, endret gjødsling etter drenering
Gjødsling					
10% reduksjon av mineralgjødsel N	Redusert lystgass utslipp (direkte og indirekte)	2030: ca. 59 000 tonn CO ₂ -ekv.	Ca. 550 000 tonn CO ₂ -ekv.	Ja	Forutsetter 10% reduksjon av tilført mineralgjødsel-N basert på referansebane for hvert år, f.o.m. 2021, uten endring i avlingsnivå. Beregnet med NIBIO Klimagassmodell. Reduksjonen en samleeffekt av flere tiltak (kapittel 3).
Planterester					
Behandling av planterester avhengig av: C: N forhold, nedbrytbarhet, og jordtype.	Planterester (type og mengde) og nedbrytning påvirker netto karbonlagring i jord og lystgass-utslipp.	Ikke grunnlag for beregning	Ikke grunnlag for beregning	Nei	Kunnskap er under utvikling. Det er behov for utvikling av beregningsmetodikk.

Tiltak i eng

Belgvekster i eng: Bytte fra kun gras til blanding med kløvergras	Redusert direkte og indirekte lystgass-utslipp ved mindre tilført N, samt <i>økt</i> direkte lystgass-utslipp fra N-rike planterester ved nedpløying. Nettoeffekt* 28 kg CO2-ekv./daa/år.	13 000 tonn CO2 - ekv./år	Ca. 70 000 tonn CO ₂ -ekv.	Redusert gjødsling: Ja Nedpløydde planterester: Ja	Usikkert arealomfang. Beregnet for at 10 % av arealet med fulldyrket eng endres fra kun gras til kløvergras med 20-40 % kløver. Forutsetter opptrapping fra 2024 og full effekt (10% av engareal) i 2027-2030. * Nettoeffekt av: Direkte: 25 kg CO2-ekv./daa/år. spart; Indirekte: 5,5 kg CO2-ekv./daa/år spart; Direkte ved pløying: 8,9 kg CO2-ekv./daa <i>økt</i> utslipp i året med nedpløying. Forutsetter pløying hvert 4. år.
--	--	---------------------------	---------------------------------------	--	--

Tiltak i korn

Delt gjødsling i korn	Delt gjødsling forventes ikke å øke avling, men kan øke N-effektiviteten og proteininnholdet i korn. Ved redusert gjødselmengde enkelte år kan lystgassutslipp reduseres.	Ikke grunnlag for beregning Kan også inngå som del av effekt i samletiltaket 10 % N-gjødsling.		Ved endring i tilført N: Ja	
Vårpløying	Redusert N-tap ved avrenning.	Ikke grunnlag for beregning		Nei	Lystgasstap ved avrenning beregnes i Klimagassregnskapet med en standardfaktor i forhold til nitrogenforbruk. Ikke beregninger for jordarbeiding det enkelte år. Vårpløying kan redusere erosjon- synergi som miljøtiltak.
Beholde halm	Kan redusere behovet for tilført N og bidra til karbonlagring.	Ikke grunnlag for beregning		Ja, dersom nitrogengjødsling endres	Se også karbontiltak
Økt dyrking av høstkorn	Høstkorn kan gi høyere avling pr arealenhet og mulighet for redusert lystgassutslipp pr areal selv om det gjødsles til en større avling	Ikke grunnlag for beregning		Ja og Nei Mengde N gjødsel og lystgass inkludert i beregning, men ikke utslipp pr areal og avling.	Klimagassregnskapet beregner lystgassutslipp etter mengde N som er tilført. Det beregnes ikke for effektivitets endringer, spart areal for oppdyrking eller redusert utslipp pr kg avling.

Økt dyrking av åkerbelgvekster	Ingen tilført N gjødsling til åkerbelgvekster: 65 kg CO2-ekv./daa/år spart. Redusert gjødsling til neste års vekst av korn: 15 kg CO2-ekv./daa/år spart.	Ved dobling* av dagens areal åkerbelgvekster (ved å erstatte 67 000 daa korn): 5 350 tonn CO2-ekv./år	2021-2030: 53 000 tonn CO2-ekv. bespart	Ja	* Usikkert arealomfang Evt. andre effekter på lystgass-utslipp ift. korn.
Kalking					
Kalk som anbefalt, unngå både overkalking og underkalking, hold pH-nivå jevnt gjennom årene ved hyppig nok kalking.	Trolig netto redusert lystgass-utslipp på sikt ved jevnt vedlikehold av agronomisk optimal pH.	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Nei	Pågående forskning om ikke-karbonatholdige alternativer som kalkingsmidler. Flere mikrobielle effekter ved kalking påvirker CO2, lystgass og metan i lag.
	Muligens redusert emisjonsfaktor for CO2 ved tilført karbonat-kalkingsmidler.			Nei	
	Muligens eliminert direkte CO2-utslipp (evt. karbonlagring) ved bruk av ikke-karbonatholdig kalkingsmidler.			Nei	
Presisjonsjordbruk					
Styreassistanse	Redusert innsatsfaktorer ved å unngå overlapping. Rangert fra enkel til avansert teknologi.	40% alt fulldyrket eng: 2 600 – 7 000* tonn CO2-ekv./år 40% alt korn: 222 – 1 400* tonn CO2-ekv./år		Ja, dersom endret N-gjødsling. Endring i drivstoff forbruk inngår i sektorregnskap energi /transport.	Obs! Bruker oppvarmingsfaktor for lystgass på 298 istedenfor 265; kan ikke omberegne fordi det inkluderer også diesel forbruk og flere andre innsatsfaktorer. (Tall fra Korsæth et al., 2019)
Presisjonskalking	Redusert direkte lystgass-utslipp fra tilført N	30% av arealet med fulldyrket eng: 10 000 tonn CO2-ekv./år 30% av kornarealet: 2 500 tonn CO2-ekv./år		Nei	(Omregnet fra Korsæth et al., 2019)

Presisjons- gjødsling	Redusert direkte lystgass-utslipp ved mindre tilført N, redusert indirekte lystgass-utslipp ved mindre avrenning av N-overskudd	Ikke beregnet for eng. 30% av kornarealet: 7 800 tonn CO2- ekv./år spart, direkte + indirekte	Direkte: Ja Avrenning: Nei	Antar at i ikke-presisjons scenario går 1% av mengde N-overskudd tapt som direkte lystgass utslipp, og 50% av N-overskuddet (mengde utover faktisk behov) tapt til avrenning (Omregnet fra Korsæth et al., 2019)
Presisjons- sprøyting	Redusert produksjon/ transport av plantevernmidler	70% alt korn: 1 170 tonn CO2-ekv./år spart utenfor gårdsgrinden	Nei	Antar 50% mindre areal blir sprøytet (Tall fra Korsæth et al., 2019)

Husdyrgjødseltiltak					
Porøst dekke på grisegjødsellager	Redusert metanutslipp	I 2035: 8.000 tonn CO ₂ -ekv./år	Ca. 20.000 tonn CO ₂ -ekv.	Bruk av halm inngår i «Annet flytende dekke» som gir reduksjon i metankonverteringsfaktoren. «Kunstig flytende dekke» gir ikke reduksjon i metankonverteringsfaktoren, selv om kunstige porøse dekker (som lecakuler) kan redusere utslippet.	Tiltaket innebærer at alle åpne lager for grisegjødsel blir dekket med porøst dekke (halm) innen 2035. I 2020 var andel grisegjødsel lagret i åpne lager 32%. Effekten blir redusert i kombinasjon med biogass.
Miljøvennlig spredning	Redusert ammoniakktap (indirekte lystgassutslipp) Spart mineralgjødsel (direkte og indirekte lystgassutslipp)	I 2035: 12.000 tonn CO ₂ -ekv./år + 12.000 tonn CO ₂ -ekv./år	Ca 130.000 tonn CO ₂ -ekv.	Ja. Redusert indirekte lystgassutslipp pga redusert ammoniakktap, og redusert lystgassutslipp (direkte og indirekte) ved redusert bruk av mineralgjødsel-N.	Godt innarbeidet tiltak der andelen stripespredning øker jevnt og trutt. Innebærer økt andel stripespredning på eng fra 25% i 2020 til 64% i 2030, økt andel husdyrgjødsel med vanninnblanding ≥ 100% fra 21% i 2020 til 64% i 2030 og raskere nedmolding i åker innen 2035.
Spredetidspunkt	Redusert ammoniakktap (indirekte lystgassutslipp + direkte og indirekte lystgassutslipp fra spart mineralgjødsel-N) Redusert N-tap totalt	I 2035: 1.300 tonn CO ₂ -ekv./år inkl. redusert bruk mineralgjødsel 6.300 tonn CO ₂ -ekv./år	Ca. 6.000 tonn CO ₂ -ekv. Ca. 20.000 tonn CO ₂ -ekv.	Redusert indirekte lystgassutslipp pga redusert ammoniakktap ved flytting fra høst til vår inngår i klimagass-regnskapet, men ikke redusert avrenning. Dersom økt utnyttelse av N i husdyrgjødsel ved vårspredning fører til redusert mineralgjødsel-N fanges det opp i regnskapet.	Tiltaket innebærer at all husdyrgjødsel som i dag blir spredd om høsten (2500 tonn total-N) flyttes til våren. Dette gir redusert ammoniakktap pga lavere utslippsfaktor om våren i forhold til på høsten. Effekten er trolig større enn dette og i «Redusert N-tap totalt» er det forutsatt at 50% av total-N spredd om høsten går tapt.
Bedre arealmessig utnyttelse	Ujevn fordeling, areal med stor tilførsel- høyere risiko tap	Ikke datagrunnlag for beregning		Nei	Mangler tall for spredd mengde/daa

Biogass	Effekt gjødsellager: Redusert utslipp av metan, ammoniakk og lystgass. Substitusjonseffekten kommer i tillegg	I 2030: 80.000 tonn CO ₂ - ekv./år	Ca 390.000 tonn CO ₂ -ekv.	Ja Substitusjonseffekten blir ikke fanget opp i sektorregnskap for jordbruk, men kan beregnes som del av Klimaavtalen dersom biogassen blir brukt som energikilde i landbruket.	Tiltaket innebærer en økning i andel husdyrgjødsel som blir behandlet i gårdsanlegg til 6% og i sentrale biogassanlegg til 19%, total andel 25% i 2030. Usikkert om det er gjennomførbart på så kort tid. Økt effekt fra Bardalen m.fl. (2018) pga økt målsetning fra 20 til 25% og økt oppvarmingspotensiale for metan fra 25 til 28.
Syretilsetning til husdyrgjødsel	Redusert ammoniakk- og metanutslipp fra lager. Redusert ammoniakktap fra spredning.	Ikke grunnlag for beregning		Nei	Forsøk har vist store reduksjoner i både ammoniakk- og metanutslipp ved tilsetning av sterke syrer, men svake syrer har mer usikker effekt.
Tilsetning av kalk og biokull til husdyrgjødsel	Redusert ammoniakk- og metanutslipp fra lager	Ikke grunnlag for beregning		Nei	Usikker og varierende effekt
N ₂ Applied / plasmabehandling og forsuring av husdyrgjødsel	Redusert ammoniakk- og metanutslipp fra lager	Ikke grunnlag for beregning		Nei	Det er i forsøk funnet god effekt på reduksjon av ammoniakk- og metanutslipp under lagring. Det forskes videre på effekten på direkte lystgassutslipp under lagring og spredning.

Økt binding og lagring karbon

Fangvekster – karbon	Fangvekster/dekkvekster kan ved økt biomasse bidra til karbonbinding og lagring i jord	Beregninger med karbonlagring på: 24 kg C/daa/år. Ved bruk på 20% av dagens kornareal i 2030 (570 130 daa): redusert 50 217 tonn CO2-ekv/år. Ved bruk på 60 % av dagens kornareal i 2030 (1,7 mill daa): redusert 150 638 tonn CO2-ekv./år	Beregnet effekt for 2024- 2030: Opptrapping til 20 % av kornarealet i 2030; 215 175 tonn redusert CO2-ekv Opptrapping til 60 % av kornarealet i 2030; 462 060 tonn redusert CO2- ekv	Nei Mangler data for å kunne ta metodikk i bruk	Usikker effekt. I utredninger brukt svenske resultat med 32 +/- 8 kg C /daa/år. Til Klimakur 2030 ble brukt 24 kg/daa /år. Pågående prosjekt CAPTURE undersøker karbonlagring og lystgass-utslipp ved bruk av fangvekst i Norge. Beregnet for 2024- 2030. Usikkert arealomfang. Mdir (2023a) beregnet effekt av fangvekst på 20 % av potensielt kornareal på 4.1 mill daa (820 00 daa) innen 2030 med 61 722 tonn CO2-ekv /år for året 2030.
Fangvekster – lystgass Bruk av fangvekst-blanding som inneholder belgvekster i kornproduksjon	(1) økt direkte utslipp fra selve fangveksten: 1,4 kg CO2-ekv./daa/år tapt. (2) redusert indirekte utslipp pga. redusert avrenning: 6,3 kg CO2-ekv./daa/år spart. Nettoeffekt av (1) og (2): 4,8 kg CO2-ekv./daa/år spart. (3) økt direkte utslipp fra N-mengde i nedpløyde fangvekster. (4) redusert direkte+indirekte utslipp ved å redusere mineral N-tilførsel til hovedvekst i året med fangvekster (samspillseffekt) og evt. året etter (forgrødeeffekt).	Ikke grunnlag for ny beregning på nasjonalt nivå. Se Klimakur 2030*	Ikke beregnet på nytt.	Fangvekster er ikke inkludert i regnskapet nå. Dersom endret N-gjødsling, ja	*Lystgass er beregnet til Klimakur 2030 (Mdir 2020) og i Klimatiltak i Norge mot 2030 (Mdir 2023a). Det inkluderer effekter av (1) og (2), samt karbonlagring og økt maskinbruk. Fangvekster kan også ha effekt på (3) nedpløyde planterester og (4) forbruket av N gjødsel, som kan registreres i Klimagassregnskapet. Disse har ikke vært med i vurdering av effekter til nå og trenger mer kunnskap for å kunne beregnes.
Biokull	Ved pyrolyse av organisk materiale dannes stabile karbonforbindelser som kan bidra til karbonbinding og lang tids lagring i jord	Effekt beregnet for året 2030 med 5% av høy utnyttelsesgrad av tilgjengelig biomasse: 70 107 tonn CO2-ekv	Potensialet beregnet til 288 847 tonn CO2- ekv for perioden 2024- 2030	Nei, ikke nå. IPCC metodikk åpnet for beregning. Pågår utvikling i Norge for å ta metodikk i bruk.	Usikre anslag, sprik mellom potensielt tilgjengelig biomasse og realistisk tilgjengelig. Utbytte avhengig av ulike råstoff. Beregnet effekt fra dagens produserte mengde 700 tonn til 5 % (33 000 tonn) av høyt potensiale i 2030. se tabell 5.5

Røtter	God plantevekst med stor avling kan gi større rotvekst, Buk av arter med stort og dypt rotsystem kan bidra til mer karbonlagring i jorda.	Ikke grunnlag for beregning	Nei. Ikke nå. Mangler data	Karbon fra røtter er mer stabilt i jorda enn karbon fra overjordiske masser. Det forskes på om det er rotbiomassen eller roteksudater som bidrar mest til effekten.
--------	---	-----------------------------	-------------------------------	---

11 Referanser

- Aass, L. & Åby, B.A. (2018). *Mulige tiltak for reduksjon av klimagassutslipp fra husdyrsektoren*. Ås: NMBU. <https://www.nmbu.no/download/file/fid/35442>
- Aass, L., Åby B.A., & Lind, V. (2024). *Klimatiltak i husdyrproduksjon. Delrapport 2 fra prosjektet: Kunnskapsgrunnlag for utslippsreduksjoner – sett i sammenheng med klimatilpasning, klimarisiko og matsikkerhet*. Ås: NMBU. ISBN 978-82575-2153-0.
- Abalos, D., De Deyn, G. B., Philippot, L., Oram, N. J., Oudová, B., Pantelis, I., Clark, C., Fiorini, A., Bru, D., Mariscal-Sancho, I., & van Groenigen, J. W. (2021). Manipulating plant community composition to steer efficient N-cycling in intensively managed grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 58(1), 167–180. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13788>
- Abalos, D., Liang, Z., Dörsch, P., & Elsgaard, L. (2020). Trade-offs in greenhouse gas emissions across a liming-induced gradient of soil pH: Role of microbial structure and functioning. *Soil Biology and Biochemistry*, 150, 108006. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108006>
- Abalos, D., Recous, S., Butterbach-Bahl, K., De Notaris, C., Rittl, T. F., Topp, C. F. E., Petersen, S. O., Hansen, S., Bleken, M. A., Rees, R. M., & Olesen, J. E. (2022). A review and meta-analysis of mitigation measures for nitrous oxide emissions from crop residues. *Science of The Total Environment*, 828, 154388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154388>
- Abalos, D., Rittl, T. F., Recous, S., Thiébeau, P., Topp, C. F. E., van Groenigen, K. J., Butterbach-Bahl, K., Thorman, R. E., Smith, K. E., Ahuja, I., Olesen, J. E., Bleken, M. A., Rees, R. M., & Hansen, S. (2022). Predicting field N₂O emissions from crop residues based on their biochemical composition: A meta-analytical approach. *Science of The Total Environment*, 812, 152532. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152532>
- Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., Truu, J., Rees, R. M., & Smith, P. (2019). A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Global Change Biology*, 25(8), 2530–2543. <https://doi.org/10.1111/gcb.14644>
- Abrahamsen, U., Uhlen, A.K., Waalen, W.M., & Stabbetorp, H. (2019). Muligheter for økt proteinproduksjon på kornarealene. *Jord- og Plantekultur 2019* (NIBIO Bok 5 (1) 2019), s. 160–168. Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2605814>
- Ahmed, F., Arthur, E., Plauborg, F., Razzaghi, F., Kørup, K., & Andersen, M. N. (2018). Biochar amendment of fluvio-glacial temperate sandy subsoil: Effects on maize water uptake, growth and physiology. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 204(2), 123–136. <https://doi.org/10.1111/jac.12252>
- Andrén O, Kätterer T (2001) Basic principles for soil carbon sequestration and calculating dynamic country-level balances including future scenarios. In: Kimble J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. (eds), *Assessment methods for soil carbon* (s. 495–511). Lal R. Lewis Publishers.
- Aronsson, H., Hansen, E. M., Thomsen, I. K., Liu, J., Øgaard, A. & Känkänen, H. (2016). The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land in southern Scandinavia and Finland. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71(1), 41-55. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.1.41>
- Aye, N. S., Butterly, C. R., Sale, P. W. G., & Tang, C. (2017). Residue addition and liming history interactively enhance mineralization of native organic carbon in acid soils. *Biology and Fertility of Soils*, 53(1), 61–75. <https://doi.org/10.1007/s00374-016-1156-y>
- Baral, K. R., McIlroy, J., Lyons, G., & Johnston, C. (2023). The effect of biochar and acid activated biochar on ammonia emissions during manure storage. *Environmental Pollution*, 317, 120815. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120815>
- Bardalen, A., Rivedal, S., Aune, A., O'Toole, A., Walland, F., Silvennoinen, H., Sturite, I., Bøe, F., Rasse, D., Pettersen, I., & Øygarden, L. (2018). *Utslippsreduksjoner i norsk jordbruk: Kunnskapsstatus og tiltaksmuligheter* (NIBIO Rapport 4 (149) 2018). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2577266>
- Bardalen, A. (2024). *Klimatiltak og matsikkerhet – synergi eller mistilpasning Delrapport 3 fra prosjektet: Kunnskapsgrunnlag for utslippsreduksjoner- sett i sammenheng med klimatilpasning, klimarisiko og matsikkerhet* (NIBIO Rapport 10 (38) 2024). Norsk institutt for bioøkonomi. ISBN 978-82-17-93488-9.
- Bakken, A. K., Lunnan, T., Harbo, O., Höglind, M., Langerud, A., Rogne, T., & Ekker, A. S. (2009). *Mer og bedre grovfôr som basis for norsk kjøtt- og mjølkeproduksjon. Resultater fra flerårige høstetidsforsøk i blandingseng med timotei, engsvingel og rødkløver* (Bioforsk Rapport 4 (38) 2009). Bioforsk. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2468740>

- Bakken, A.K. & Mittenzwei, K. (2023). *Produksjonspotensial i jordbruket og nasjonal selvforsyning med mat. Utredning for Klimautvalget 2050* (NIBIO rapport 9 (53) 2023). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3061331>
- Bakken, L. R. & Frostegård, Å. (2020). Emerging options for mitigating N₂O emissions from food production by manipulating the soil microbiota. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 47, 89–94. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.08.010>
- Bastami M.S.B., Jones, D.L., & Chadwick, D.R. (2016). Reduction of CH₄ Emission during slurry storage by the addition of effective microorganisms and excessive carbon source from brewing sugar. *J. of Environ Quality* 45, 2016-2022. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0568>
- Bechmann, M., Frøseth, R. B., Rivedal, S., Brod, E., Fischer, F., Seehusen, T., Øgaard, A.F. (2023). *Tiltak for bedre nitrogenforvaltning i norsk jordbruk* (NIBIO Rapport 9 (44) 2023). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3057212>
- Beerling, D. J., Leake, J. R., Long, S. P., Scholes, J. D., Ton, J., Nelson, P. N., Bird, M., Kantzas, E., Taylor, L. L., Sarkar, B., Kelland, M., DeLucia, E., Kantola, I., Müller, C., Rau, G. & Hansen, J. (2018). Farming with crops and rocks to address global climate, food and soil security. *Nature Plants*, 4(3), 138–147. <https://doi.org/10.1038/s41477-018-0108-y>
- Benstead, J. & King, G. M. (2001). The effect of soil acidification on atmospheric methane uptake by a Maine forest soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 34(3), 207–212. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2001.tb00771.x>
- Berger, M., Haukås, T. (2022). *Lønner det seg å drenere?* (NIBIO Rapport 8 (103) 2022). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3003745>
- Berhane, M., Xu, M., Liang, Z., Shi, J., Wei, G., & Tian, X. (2020). Effects of long-term straw return on soil organic carbon storage and sequestration rate in North China upland crops: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 26(4), 2686-2701. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.15018>
- Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M., Oenema, O. & Sutton, M.A., (eds). (2014). *Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen*. Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh, UK.
- Bjørlo, B. (2023, 11 desember). *Auke i omdisponering av dyrka og dyrkbar jord*. SSB. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/jordbruk/artikler/auke-i-omdisponering-av-dyrka-og-dyrkbar-jord>
- Bleken, M. A., & Rittl, T. F. (2022). Soil pH-increase strongly mitigated N₂O emissions following ploughing of grass and clover swards in autumn: A winter field study. *Science of The Total Environment*, 828, 154059. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154059>
- Bolinder, M.A., Crotty, F., Elsen, A., Frac, M., Kismányoky, T., Lipiec, J., Tits, M., & Tóth, Z. (2020). The effect of crop residue, cover crops, manures and nitrogen fertilization on soil organic carbon changes in agroecosystems: a synthesis of reviews. *Mitigation and adaptation strategies for Global Change* 25, 929-52. <https://doi.org/10.1007/s11027-020-09916-3>
- Brozyna, M.A., Petersen, S.O., Chirinda, N. & Olesen, J.E. (2013). Effects of grass-clover management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 181, 115-126. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.013>
- Byers, E., Bleken, M. A., & Dörsch, P. (2021). Winter N₂O accumulation and emission in sub-boreal grassland soil depend on clover proportion and soil pH. *Environmental Research Communications*, 3(1), 015001. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/abd623>
- Byers, E., Dörsch, P., Eich-Greatorex, S., Bleken., M.A. (2023). Deep N acquisition in hemiboreal cultivated grasslands: II. Niche and overyielding effects in mixtures (Manuscript). In Byers, E., *Subsoil nitrogen utilization and N₂O formation in Norwegian grass-clover forage systems* [Doctoral dissertation 2023:7, Norwegian University of Life Sciences]. <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/3072400>
- Byers, E., Dörsch, P., Eich-Greatorex, S., Bleken., M.A. (2024). Deep N acquisition in cultivated grasslands: Uptake of slow-release ¹⁵N-labeled ammonium in hemiboreal monospecific leys. *Plant and Soil*. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-06455-z>
- Bøe, F., Sturite, I., Lågbu, R., Hegrenes, A., Ring, P.H. (2020). *Fangvekst som klimatiltak i Norge - Egnet dyrkingsareal, potensiale for klimagassbesparelse, kostnader, barrierer og virkemiddel* (NIBIO Rapport 6 (4) 2020). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2638984>
- Confesor, R., Bechmann, M., Deelstra, J. & Øygarden, L. (2023). *Store og ekstreme avrenningsepisoder i norske jordbruksområder. Dataanalyse fra JOVA programmet* (NIBIO Rapport 9 (84) 2024). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3069581>

- Carbon Limits (2019). *Greenhouse gas emissions from biogas production from manure in Norwegian agriculture. Technical description of the revised model*. Miljødirektoratet, M-1590|2019.
- Carbon Limits (2020). *Calculation of atmospheric nitrogen emissions from manure in Norwegian agriculture. Technical description of the revised model*. Miljødirektoratet, M-1848|2020.
- Carstensen, M. V., Børgesen, C. D., Ovesen, N. B., Poulsen, J. R., Hvid, S. K., & Kronvang, B. (2019). Controlled Drainage as a Targeted Mitigation Measure for Nitrogen and Phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 48(3), 677–685. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.11.0393>
- Chen, H., Li, X., Hu, F., & Shi, W. (2013). Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 19(10), 2956–2964. <https://doi.org/10.1111/gcb.12274>
- Covali P, Raave H, Escuer-Gatius J, mfl. (2021). The Effect of untreated and acidified biochar on NH₃-N Emissions from Slurry Digestate. *Sustainability* 13, 837-837. <https://doi.org/10.3390/su13020837>
- Dietzen, C., & Rosing, M. T. (2023). Quantification of CO₂ uptake by enhanced weathering of silicate minerals applied to acidic soils. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 125, 103872. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2023.103872>
- Doltra, J., & Olesen, J. E. (2013). The role of catch crops in the ecological intensification of spring cereals in organic farming under Nordic climate. *European Journal of Agronomy*, 44, 98–108. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.03.006>
- EMEP. (2023). *Reported Emission Data* [Database]. Hentet 6. mars 2024: <https://www.ceip.at/webdab-emission-database/reported-emissiondata>
- Frøseth, R. B., Bakken, A. K., Bleken, M. A., Riley, H., Pommeresche, R., Thorup-Kristensen, K., & Hansen, S. (2014). Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations. *European Journal of Agronomy*, 52, 90–102. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.006>
- Frøseth, R. B., Seehusen, T. (2023). Fangvekster: motivasjon og erfaringer. *Jord- og Plantekultur 2023* (NIBIO BOK 9 (1) 2023). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3062171>
- Fuchs, K., Merbold, L., Buchmann, N., Bellocchi, G., Bindi, M., Brill, L., Conant, R. T., Dorich, C. D., Ehrhardt, F., Fitton, N., Grace, P., Klumpp, K., Liebig, M., Lieffering, M., Martin, R., McAuliffe, R., Newton, P. C. D., Rees, R. M., Recous, S., ... Snow, V. (2020). Evaluating the potential of legumes to mitigate N₂O emissions from permanent grassland using process-based models. *Global Biogeochemical Cycles*, 34(12), 1–36. <https://doi.org/10.1029/2020GB006561>
- Geipel, J., Hjelkrem, A.G.R., Bakken, A.K. (2019). Presisjonsgjødsling i grovfôrproduksjonen. *Buskap, Utgave 4-2019*. <https://www.buskap.no/journal/2019>
- Gross, A., & Glaser, B. (2021). Meta-analysis on how manure application changes soil organic carbon storage. *Sci Rep*, 11(1), 5516. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82739-7>
- Grønlund, A. Sturite, I., Riley, H., Fystro, G. & Lunnan, T. (2014). *Nitrogen i restavlinger. Oppdatering av koeffisienter for beregning av lystgass fra restavlinger* (Bioforsk rapport nr 131/2014). Bioforsk. ISBN: 978-82-17-01335-8.
- Guenet, B., Gabrielle, B., Chenu, C., Arrouays, D., Balesdent, J., Bernoux, M., Bruni, E., Caliman, J., Cardinael, R., Chen, S., Ciais, P., Desbois, D., Fouche, J., Frank, S., Henault, C., Lugato, E., Naipal, V., Nesme, T., Obersteiner, M., ... Zhou, F. (2021). Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? *Global Change Biology*, 27(2), 237–256. <https://doi.org/10.1111/gcb.15342>
- Gundersen, G.I., Heldal, J. (2015). *Bruk av gjødselressurser i jordbruket 2013. Metodebeskrivelse og resultater fra en utvalgsbasert undersøkelse* (SSB Rapporter 2015/24). Statistisk Sentralbyrå. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/artikler-og-publikasjoner/gj%C3%B8dselunders%C3%B8kelsen>
- Hagenbo, A., Antón-Fernández, C., Bright, R. M., Rasse, D., & Astrup, R. (2022). Climate change mitigation potential of biochar from forestry residues under boreal condition. *Science of the Total Environment*, 807, 151044. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151044>
- Hamilton, S. K., Kurzman, A. L., Arango, C., Jin, L., & Robertson, G. P. (2007). Evidence for carbon sequestration by agricultural liming: Fate of carbon in agricultural lime. *Global Biogeochemical Cycles*, 21(2), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2006GB002738>
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E.J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg, A., & Ådlandsvik, B. (2015). *Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015* (NCCS report no. 2/2015, Miljødirektoratet rapport M-406|2015).

- https://www.met.no/kss/_/attachment/download/4140d58a-d368-4145-9c1f-e85de3d5fe74:1760c9f2c4aca80b91f61299dcf9e1187ce81cb/klima-i-norge-2100-opplag2.pdf
- Hansen, S., Mæhlum, J.E. & Bakken, L.R. (1993). N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biol. Biochem.* 25:621-630. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90202-M](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(93)90202-M)
- Hansen, S., Rivedal, S., & Dörsch, P. (2013). Lystgassutslepp ved ulike drenering. *Bondevennen* nr. 26/27, 5. juli 2013. https://www.bondevennen.no/oversikt_2013/
- Hansen, S., Bernard, M.-E., Rochette, P., Whalen, J. K., & Dörsch, P. (2014). Nitrous oxide emissions from a fertile grassland in Western Norway following the application of inorganic and organic fertilizers. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 98(1), 71–85. <https://doi.org/10.1007/s10705-014-9597-x>
- Hansen, S., Pommeresche, R., & Serikstad, G. L. (2020). *Engbelgvekster med mange oppgaver: Økosystemtjenester fra kløver* (NORSØK Rapport 5/3/2020). Norsk senter for økologisk landbruk. <https://orgprints.org/id/eprint/37546/1/NORS%C3%98K%20Rapport%20nr.%203%202020%20Engbelgvekster.pdf>
- Hansen, S., Dörsch, P., Rivedal, S., Øpstad, S., Deelstra, J. (2020). Drenering, lystgass og metan. I Rivedal, S., & Øpstad, S. (Eds.), *Jord, drenering, klimagassutslepp—Effekt av ulike agronomiske tiltak* (s. 30-31). Bondevennen SA and NIBIO Furuneset. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2689864>
- Hansen, S. (2023, 2 august). *Kan kalk gi reduserte klimagassutslipp fra storfejødsel?* NORSØK. <https://www.norsok.no/prosjekter/2023/tilsetting-av-kalk-for-reduuerte-klimautslipp-fra-storfejoedsel-cal-me>
- Hauge, A., Haraldsen, T.K. (2017). *Planering og jordflytting – Utførelse og vedlikehold* (NIBIO Bok 3 (4) 2017). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2454793>
- Hauge, A., Haukås, T., Berger, M. (2020a). *Avlingsøkning i korn ved drenering. Resultat av spørreundersøkelse blant kornbønder på Østlandet* (NIBIO Rapport 6 (78) 2020). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2738046>
- Hauge, A., Haukås, T., Rivedal, S., Deelstra, J. (2020b). *Drenering og klimagassutslipp. Virkning av drenering på klimagassutslipp, arealomfang og tiltaksanalyse* (NIBIO Rapport 6 (6) 2020). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2638981>
- Hénault, C., Bourennane, H., Ayzac, A., Ratié, C., Saby, N. P. A., Cohan, J.-P., Eglin, T., & Gall, C. L. (2019). Management of soil pH promotes nitrous oxide reduction and thus mitigates soil emissions of this greenhouse gas. *Scientific Reports*, 9(1), 20182. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56694-3>
- Hergoualc'h, K., Akiyama, H., Bernoux, M., Chirinda, N., del Prado, A., Kasimir, Å., MacDonald, J.D., Ogle, S.M., Regina, K., van der Weerden, T.J. (2019). N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. I: Buendia, E.C., Tanabe, K., Kranjc, A., Jamsranjav, B., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P., Federici, S. (Eds.), *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf
- Hiis, E., Nyvold, M., & Bakken, L. (innsendt 2023). *Inhibition of denitrification in nitrogen enriched organic fertiliser using plasma technology* [Preprint]. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30579.50728>
- Hiis, E., Vick, S. H. W., Molstad, L., Røsdal, K., Jonassen, K. R., Winiwarter, W., & Bakken, L. R. (innsendt 2023). *Effective biotechnology for reducing N₂O-emissions from farmland: N₂O-respiring bacteria vectored by organic waste* [Preprint]. <https://doi.org/10.1101/2023.10.19.563143>
- Hink, L., Nicol, G. W., & Prosser, J. I. (2017). Archaea produce lower yields of N₂O than bacteria during aerobic ammonia oxidation in soil: N₂O production by soil ammonia oxidisers. *Environmental Microbiology*, 19(12), 4829–4837. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13282>
- Hillestad, M.E., & Bungler, A. (2019). *Kornhøsting i våtere klima*. AgriAnalyse Rapport 2-2019. 76.s. <https://www.agrianalyse.no/publikasjoner/kornhosting-i-vatere-klima-article1004-856.html>
- Hjelkrem, AG. R., Fagerström, J., Kvalbein, L., Bakken, A.K. (2020). *Potential for replacing fossil energy by local PV energy for field and transport work in Norwegian farming*. (NIBIO Rapport 6 (169) 2020). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2720109>
- Hjelkrem, AG. R., Geipel, J., Bakken, A. K., & Korsæth, A. (2023). NORNE, a process-based grass growth model accounting for within-field soil variation using remote sensing for in-season corrections. *Ecological Modelling*, 483, 110433. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110433>

- Hoffmann, C. C., Zak, D., Kronvang, B., Kjaergaard, C., Carstensen, M. V., & Audet, J. (2020). An overview of nutrient transport mitigation measures for improvement of water quality in Denmark. *Ecological Engineering*, 155, 105863. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105863>
- Hofgaard, I.S., Seehusen, T., Aamot, H.U., Riley, H., Razzaghian, J., Le, V.H., Hjelkrem, A.G.R., Dill-Macky, R. & Brodal, G. (2016). Inoculum potential of *Fusarium* spp. relates to tillage and straw management in Norwegian fields of spring oats. *Frontiers in Microbiology*. 7 (Article 556), 1-15. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00556>
- Hofgaard, I.G., Seehusen, T., Aamot, H.U., Tørresen, K.S., Riley, H., & Brodal, G. (2023). Effekt av redusert jordarbeiding på halmdekke, avling, ugras, *Fusarium* og mykotoksiner i havre. *Jord og Plantekultur 2023* (NIBIO Bok 9 (1) 2023), s. 93- 100. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3061903>
- Hoel, B., Abrahamsen, U., Strand, E., Åssveen, M., Stabbetorp, H. (2013). *Tiltak for å forbedre avlingsutviklingen i norsk kornproduksjon*. Bioforsk rapport Vol 8. Nr 14. 2013.
- Hohle, E mfl. (2016). *Landbruk og klimaendringer. Rapport fra arbeidsgruppe* (partssammensatt gruppe til Landbruks- og matdepartementet). Med Vedleggsrapport. Avgitt 19. februar 2016. <https://www.regjeringen.no/contentassets/416c222bde624f938710ff36751ef4d6/rapport-landbruk-og-klimaendringer---rapport-fra-arbeidsgruppe-190216.pdf>
- Holly, M. A., Larson, R. A., Powell, J. M., Ruark, M. D., & Aguirre-Villegas, H. (2017). Greenhouse gas and ammonia emissions from digested and separated dairy manure during storage and after land application. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 410-419. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.007>
- Holt, I. (2019). *Godt vekstskifte gir bedre kornavlinger*. Fagforum Korn. Nettside, Norges Landbruksrådgivning. Publisert 8 april 2019. Tilgjengelig: <https://kornforum.nlr.no/fagartikler/korn/vekstskifte/korn/godt-vekstskifte-gir-bedre-kornavlinger>
- Huang, Y., Ren, W., Wang, L., Hui, D., Grove, J. H., Yang, X., Tao, B., & Goff, B. (2018). Greenhouse gas emissions and crop yield in no-tillage systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 268, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.002>
- Hughes, R.A. (27 okt. 2023). Can concrete dust help to fight climate change? This Irish startup is trying it out on US farmland. Euronews. <https://www.euronews.com/green/2023/10/27/can-concrete-dust-help-to-fight-climate-change-irish-startup-is-trying-it-out-in-us>
- Höglind, M., Cameron, D., Persson, T., Huang, X., & van Oijen, M. (2020). BASGRA_N: A model for grassland productivity, quality and greenhouse gas balance. *Ecological Modelling*, 417, 108925. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108925>
- IPCC. (2019). Appendix 4: Method for Estimating the Change in Mineral Soil Organic Carbon Stocks from Biochar Amendments: Basis for Future Methodological Development. In Buendia, E.C., Tanabe, K., Kranjc, A., Jamsranjav, B., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P., Federici, S. (Eds.), *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch02_Ap4_Biochar.pdf
- Jensen, E. S., Peoples, M. B., Boddey, R. M., Gresshoff, P. M., Hauggaard-Nielsen, H., J.R. Alves, B., & Morrison, M. J. (2012). Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(2), 329–364. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0056-7>
- Johnsen, H., M. & Kirsanova, E. (2022). *Dokumentasjon oppdatert beregning av referansebaner for husdyrpopulasjonene, avling og forbruk av mineralgjødsel og kalk 2022 – oppdatert juli 2022* (NIBIO Notat). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://www.regjeringen.no/contentassets/9537aa8aeb3a42368722ebbcf29ab6c8/nibios-fremskrivning-av-aktivitet-i-jordbruket-2728180.pdf>
- Jørgensen, M., Bakken, A. K., Østrem, L., & Brophy, C. (2023). The effects of functional trait diversity on productivity of grass-legume swards across multiple sites and two levels of nitrogen fertiliser. *European Journal of Agronomy*, 151, 126993. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2023.126993>
- Jørgensen, M., Leraand, M., Ergon, Å., & Bakken, A. K. (2019, June 24). Effects of including perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) in different species mixtures on yield, feed quality and botanical composition in first year of ley. *Proc. Joint 20th Symposium of the European Grassland Federation and the 33rd Meeting of the EUCARPIA Section "Fodder Crops and Amenity Grasses."*
- Kaye, J. P., & Quemada, M. (2017). Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. *Agronomy for sustainable development*, 37(1), 4. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0410-x>

- Kjær, S., Lang, R., Sturite, I., Dörsch, P. (2023, 24-28 Apr). *Trade-offs between carbon sequestration by cover crops and off-season nitrous oxide emissions in hemiboreal cereal production* [Poster presentation]. EGU General Assembly 2023, Vienna, Austria. EGU 23-11415. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu23-11415>
- De Klein, C., Novoa, R., Ogle, S., Smith, K., Rochette, P., Wirth, T., McConkey, B., Mosier, A., Rypdal, K., Walsh, M., Williams, S. (2006). N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. In Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Japan: Institute for Global Environmental Strategies on behalf of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Klima- og forurensning direktoratet (Klif). (2010). *Klimakur 2020 – Tiltak og virkemidler for å nå norske klimamål mot 2020* (Rapport TA 2590/2010). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2590/ta2590.pdf>
- Klimautvalget 2050. (2023). *Omstilling til lavutslipp – Veivalg for klimapolitikken mot 2050*. (Særtrykk NOU 2023: 25). Klima- og Miljødepartementet. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nou-2023-25/id3006059/>
- Kolle, S.O. & Oguz-Alper, M. (2020). *Bruk av gjødselressurser i jordbruket 2018. Metodebeskrivelse og resultater fra en utvalgsbasert undersøkelse* (SSB Rapporter 2020/9). Statistisk Sentralbyrå. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/artikler-og-publikasjoner/gj%C3%B8dselunders%C3%B8kelsen>
- Korsæth, A., Lindgaard, H. J., Veidal, A., & Asheim, L. J. (2019). *Utbredelse og potensiell økonomisk og miljømessig nytteverdi med presisjonsjordbruk i Norge* (NIBIO Rapport 5 (41) 2019). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2591261>
- Kristoffersen, A.Ø., Henriksen, T.M. & Riley, H. (2022). Betrachtninger rundt gjødslingsstrategier i 2022. *Jord- og Plantekultur 2022* (NIBIO BOK 8 (2) 2022, s. 102–103). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2993878>
- Kværnø, S., Øygarden, L., Bechmann, M., & Barneveld, R. (2020). *Tiltak mot erosjon på jordbruksareal*. NIBIO POP 2020, 6(38). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2723843>
- Kätterer, T., Bolinder, M. A., Andrén, O., Kirchmann, H., & Menichetti, L. (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(1), 184-192. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029>
- Kätterer, T., Bolinder, M.A., Berglund, K., & Kirchmann, H. (2012) Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. *Acta Agriculturae Scand Section A*:1–18. <https://doi.org/10.1080/09064702.2013.779316>
- Landbruksdirektoratet (Ldir). (2022). *KOSTRA landbruk. Ei vurdering av rapportering for 2021*. Rapport 35 /2022. 30.06.2022. 44 s. https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/filarkiv/rapporter/KOSTRA-2021.pdf/_attachment/inline/e85a863c-b7a8-4f02-ba27-09025470a50d:a394a6e66774af2fad28a47a09557697ad2a621/KOSTRA-2021.pdf
- Landbruksdirektoratet (Ldir). (2023a). *PT-912 Antall dekar og søkere med de ulike vekstgruppene* [Statistikk]. Datagrunnlaget oppdatert 12.06.2023. https://ldir.statistikkdata.no/pt-912_2022 fylke.html
- Landbruksdirektoratet (Ldir). (2023b). *Miljøstatistikk: Drenering* [Statistikk]. <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/statistikk-og-utviklingstrekk/miljostatistikk/drenering>
- Landbruksdirektoratet (Ldir). (2023c). *Miljøstatistikk: Utslipp til luft* [Statistikk]. <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/statistikk-og-utviklingstrekk/miljostatistikk/utslipp-til-luft>
- Landbruksdirektoratet (Ldir). (2023d). *Mer husdyrgjødsel blir til biogass* (Pressemelding). <https://kommunikasjon.ntb.no/pressemelding/17971673/mer-husdyrgjodsel-blir-til-biogass?publisherId=17848410&lang=no>
- Landbruksdirektoratet (Ldir). (2024). *Bakkemonterte solkraftanlegg-konsekvenser av utbygging på jord og skogbruksarealer* (Rapport nr. 21/2024). <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/nyhetsrom/rapporter/bakkemonterte-solkraftanlegg--konsekvenser-av-utbygging-pa-jord-og-skogbruksarealer>
- 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 & Environment*, 199, 382–393. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.016>
- Liu, M., Liu, C., Liao, W., Xie, J., Zhang, X., & Gao, Z. (2021). Impact of biochar application on gas emissions from liquid pig manure storage. *Science of The Total Environment*, 771, 145454. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145454>

- Lunnan, T. (2021). *Sterk nitrogen gjødsling til eng* (NIBIO Rapport 7 (133) 2021). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2762685>
- Lyng, K.-A., Berntsen, I.C. (2023). *Mulighetsrommet for produksjon av biogass i Norge. Potensialstudie av aktuelle råstoff, nye teknologier og klimanytte* (NORSUS Rapport OR.06.23). Norsk institutt for bærekraftsforskning. <https://norsus.no/publikasjon/mulighetsrommet-for-produksjon-av-biogass-i-norge/>
- Løes, A.K., Pommeresche, R., Khalil, R. (2017). *Effects of marble application to manure and anaerobic digestates* (NORSØK Rapport Vol. 2 No. 5. 2017). Norsk senter for økologisk landbruk. <https://orgprints.org/id/eprint/32037/>
- Mattilsynet. (2023). Tidsserie mineralgjødning 1950 til 2023 [Datasett]. <https://www.mattilsynet.no/planter-og-dyrking/gjodsel-jord-og-dyrkingsmedier/omsetningsstatistikk-mineralgjodning>
- Mattilsynet. (2024). *Mineralgjødningstatistikk 2022-2023* (Rapport). <https://www.mattilsynet.no/planter-og-dyrking/gjodsel-jord-og-dyrkingsmedier/omsetningsstatistikk-mineralgjodning>
- Miljødirektoratet (Mdir). (2020). Klimakur 2030: Tiltak og virkemidler mot 2030 (Rapport M-1625|2020). <https://www.miljodirektoratet.no/klimakur>
- Miljødirektoratet (Mdir). (2023a). *Klimatiltak i Norge mot 2030: Oppdatert kunnskapsgrunnlag om utslippsreduksjonspotensial, barrierer og mulige virkemidler* (Rapport M-2539|2023). <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/juni-2023/klimatiltak-i-norge-mot-2030/>
- Miljødirektoratet (Mdir). (2023b). *Greenhouse Gas Emissions 1990-2021 National Inventory Report* (Rapport M-2507|2023). <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/mars-2023/greenhouse-gas-emissions-1990-2021/>
- Miljødirektoratet (Mdir). (2023c). *Greenhouse Gas Emissions 1990-2021 – Annexes to NIR 2023* (Rapport M-2508|2023). <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/mars-2023/greenhouse-gas-emissions-1990-2021-annexes-to-nir-2023/>
- Min, B. R., Solaiman, S., Waldrip, H. M., Parker, D., Todd, R. W., & Brauer, D. (2020). Dietary mitigation of enteric methane emissions from ruminants: A review of plant tannin mitigation options. *Animal Nutrition*, 6(3), 231–246. <https://doi.org/10.1016/j.aninu.2020.05.002>
- Misselbrook, T., Hunt, J., Perazzolo, F., Provolo, G. (2016). Greenhouse gas and NH₃ emissions from slurry storage: Impacts of temperature and potential mitigation through covering or acidification. *J. Environ. Qual.* 45, 1520-1530. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.12.0618>
- Muñoz-Ventura, A., Christianson, R. D., Bhattarai, R., & Christianson, L. E. (2022). Runoff and drainage trade-offs from cover crops exposed to freeze–thaw events. *Agrosystems, Geosciences & Environment*, 5(4), e20324. <https://doi.org/10.1002/agg2.20324>
- Nadeau, E., von Essen, A., Bakken, A.K. (innsendt, 2023). *Split nitrogen application in spring to timothy-meadow fescue leys*. Upublisert.
- Nadeem, S., Bakken, L. R., Frostegård, Å., Gaby, J. C., & Dörsch, P. (2020). Contingent Effects of Liming on N₂O-Emissions Driven by Autotrophic Nitrification. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 598513. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.598513>
- Nesheim, L., Höglind, M. (2018). *Fornyng av eng uten pøying. En gjennomgang av nylig avsluttede og tidligere forsøk* (NIBIO Rapport 4 (110) 2018). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2563810>
- Njøs, A. (1981). *Jordarbeiding og jordpakking. Samspill med nitrogen*. NJF-seminar, Ås 17.–18. februar 1981. Serie B 16/81, Institutt for jordkultur, Norges Landbrukshøgskole.
- NLR (2017). *Fornyng av eng. Metodar og utstyr til jordarbeiding og såing*. Landbruk Nordvest og Norsk Landbruksrådgiving Vest. <https://www.nlr.no/files/documents/Vest/Fornyng-av-eng.pdf>
- NLR Innlandet. Livenengen, M.B. (2023, 19 mai). *Presis enggjødning gir gevinst*. Norsk Landbruksrådgiving. <https://www.nlr.no/nyhetsarkiv/innlandet/2023/presis-enggjodning-gir-gevinst>
- van Noort, R., Mørkved, P., & Dundas, S. (2018). Acid Neutralization by Mining Waste Dissolution under Conditions Relevant for Agricultural Applications. *Geosciences*, 8(10), 380. <https://doi.org/10.3390/geosciences8100380>
- Norway. (2023, 17 mars). *Norway. 2023 Common Reporting Format (CRF) Table* [Database]. United Nations Framework Convention on Climate Change. <https://unfccc.int/documents/627399>
- Nurmi, J., (2007). Recovery of logging residues for energy from spruce (*Picea abies*) dominated stands. *Biomass Bioenergy* 31, 375–380. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.01.011>
- Nyfelner, D., Huguenin-Elie, O., Suter, M., Frossard, E., & Lüscher, A. (2011). Grass–legume mixtures can yield more nitrogen than legume pure stands due to mutual stimulation of nitrogen uptake from symbiotic and

- non-symbiotic sources. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(1–2), 155–163. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.022>
- Nyvold, M., & Dörsch, P. (innsendt 2023). *Complete elimination of methane formation in stored livestock manure using plasma technology* [Preprint]. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.34632.90883>
- N2 Applied (2023). The Impact of Nitrogen Enriched Organic Fertiliser on Agricultural Greenhouse Gas Emissions [Whitepaper]. N2 Applied i samarbeid med NMBU og HINN. Lastet ned 05.03.2024. <https://insight.n2applied.com/neo-performance-report-2020-0>
- Olesen, J. E., Rees, R. M., Recous, S., Bleken, M. A., Abalos, D., Ahuja, I., Butterbach-Bahl, K., Carozzi, M., De Notaris, C., Ernfors, M., Haas, E., Hansen, S., Janz, B., Lashermes, G., Massad, R. S., Petersen, S. O., Rittl, T. F., Scheer, C., Smith, K. E., ... Topp, C. F. E. (2023). Challenges of accounting nitrous oxide emissions from agricultural crop residues. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.16962>
- Oskarsen, H., Haraldsen, T.K., Aastveit, A.H. & Myhr, K. (1996). The Kvithamar field lysimeter II. Pipe drainage, surface runoff and nutrient leaching. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 10, 211–228.
- O'Toole, A., Moni, C., Weldon, S., Schols, A., Carnol, M., Bosman, B., & Rasse, D. (2018). Miscanthus Biochar had Limited Effects on Soil Physical Properties, Microbial Biomass, and Grain Yield in a Four-Year Field Experiment in Norway. *Agriculture*, 8(11), 171. <https://doi.org/10.3390/agriculture8110171>
- O'Toole, A., & Capjion, A. (2020). *Fermenting av husdyrgjødsel: En biologisk metode for redusert tap av ammoniakk til luft?* (NIBIO-Rapport 6 (13) 2020). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2641768>
- O'Toole, A., Lunder, O.E., Weldon, S., Rassat, A., Joner, E. (2022). *Effekt av biokull i planteproduksjon, gjødsellager og husdyrproduksjon* (NIBIO Rapport 8 (46) 2022). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2985223>
- Pereira, J.L.S., Figueiredo, V., Pinto, A.F.M.A, Silva, M.E.F., Brás, I., Perdigão, A., Wessel, D.F. (2020). Effects of biochar and clinoptilolite on composition and gaseous emissions during the storage of separated liquid fraction of pig slurry. *Applied Sciences* 10, 5652-5652. <https://doi.org/10.3390/app10165652>
- Petersen, S.O., Andersen, A.J., & Eriksen, J. (2012). Effects of cattle slurry Acidification on Ammonia and Methane Evolution during Storage. *Journal of Environmental Quality* 41, 88-94. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0184>
- Poeplau, C., & Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Powlson, D. S., Whitmore, A. P., & Goulding, K. W. T. (2011). Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62(1), 42-55. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x>
- Pulido-Moncada, M., Petersen, S. O., & Munkholm, L. J. (2022). Soil compaction raises nitrous oxide emissions in managed agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 42(3), 38. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00773-9>
- Rasse, D. P., Rumpel, C., & Dignac, M. F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation [Review]. *Plant and Soil*, 269(1-2), 341-356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Rasse, D., Økland, I., Bárcena, T. G., Riley, H., Martinsen, V., Sturite, I., Joner, E., O'Toole, A., Øpstad, S., Cottis, T., & Budai, A. (2019). *Muligheter og utfordringer for økt karbonbinding i jordbruksjord* (NIBIO Rapport 5 (36) 2019). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2591077>
- Rasse, D. P., Weldon, S., Joner, E. J., Joseph, S., Kammann, C. I., Liu, X., O'Toole, A., Pan, G., & Kocatürk-Schumacher, N. P. (2022). Enhancing plant N uptake with biochar-based fertilizers: Limitation of sorption and prospects. *Plant and Soil*, 475(1–2), 213–236. <https://doi.org/10.1007/s11104-022-05365-w>
- Riley, H., Westbye, P.O., & Kvamme, J.. (1999). *Tap av næringstoffer ved bruk av husdyr- og mineralgjødsel på morenejord og sandjord. Undersøkelser i Særheimlysimeter 1992-1997* (Grønn forskning 10/99). Norsk institutt for planteforskning. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2828189>
- Riley, H., Åssveen, M., Eltun, R., & Todnem, J. (2012). *Halm som biobrensel. Tilgjengelige halmmengder, halmbehov til dyrefôr og strø/talle, samt konsekvenser av halmfjerning for jordas bæreevne og kvalitet* (Bioforsk rapport 7(67)). Bioforsk. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2451426>
- Riley, H. (2017). *Tillage timeliness for spring cereals in Norway – Yield losses due to soil compaction and sowing delay and their consequences for optimal mechanisation in relation to crop area* (NIBIO Rapport 2 (112) 2016). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2426622>

- Riley, H., Henriksen, T. M., Torp, T., & Korsæth, A. (2022). Soil carbon under arable and mixed dairy cropping in a long-term trial in SE Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*, 72(1), 648–659. <https://doi.org/10.1080/09064710.2022.2047770>
- Riley, H., & Kristoffersen, A. Ø. (2022). *Gjødslingsforsøket på Møystad 1922-2021 – Jubileumsrapport* (NIBIO Rapport 8 (133) 2022). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3030808>
- Rittl, T. F., Pommeresche, R., Johansen, A., Steinshamn, H., Riley, H., & Løes, A. K. (2023). Anaerobic digestion of dairy cattle slurry—long-term effects on crop yields and chemical soil characteristics. *Organic Agriculture*, 13(4), 547–563. <https://doi.org/10.1007/s13165-023-00447-0>
- Rivedal, S., Aune, A. (2019). *Betre metodikk for estimering av lystgassutslepp frå dyrka mark brukt i nasjonal rapportering* (NIBIO Rapport 5 (5) 2019). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2584288>
- Rivedal, S., Sturite, I., Hansen, S., Dörsch, P. (2020a). Redusert jordpakking, eit godt klimatiltak. I Rivedal, S., & Øpstad, S. (Eds.), *Jord, drenering, klimagassutslepp—Effekt av ulike agronomiske tiltak* (s. 32-33). Bondevennen SA and NIBIO Furuneset. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2689864>
- Rivedal, S., Dörsch, P., Russenes, A.L., Øpstad, S. (2020b). Kva betyr pH og kalking på utslepp av klimagassar? I Rivedal, S., & Øpstad, S. (Eds.), *Jord, drenering, klimagassutslepp—Effekt av ulike agronomiske tiltak* (s. 30-31). Bondevennen SA and NIBIO Furuneset. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2689864>
- Rivedal, S., Bechmann, M., Kvifte, Å. (2022). *Husdyrgjødseltiltak og klimagassutslepp – Vurdering av årlege aktivitetsdata og ein del utsleppsfaktorar* (NIBIO Rapport 8 (20) 2022). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2978626>
- Rivedal, S., Kvifte, Å. M., Steinshamn, H., & Østrem, L. (2024). *Intensiv hausting av eng med robot på Vestlandet—Avling og jordegenskapar* (NIBIO Rapport 10 (4) 2024). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3112348>
- Regueiro, I., Gómez-Muñoz, B., Lübeck, M., Hjorth, M., & Jensen, L.S. (2022). Bio-acidification of animal slurry: Efficiency, stability and the mechanisms involved. *Bioresource Technology Reports* 19. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101135>
- Rodrigues, L., Budai, A., Elsgaard, L., Hardy, B., Keel, S. G., Mondini, C., Plaza, C., & Leifeld, J. (2023). The importance of biochar quality and pyrolysis yield for soil carbon sequestration in practice. *European Journal of Soil Science*, 74(4), e13396. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ejss.13396>
- Russenes, A. L., Korsæth, A., Bakken, L. R., & Dörsch, P. (2016). Spatial variation in soil pH controls off-season N₂O emission in an agricultural soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 99, 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.019>
- Russenes, A. L., Korsæth, A., Bakken, L. R., & Dörsch, P. (2019). Effects of nitrogen split application on seasonal N₂O emissions in southeast Norway. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 115(1), 41–56. <https://doi.org/10.1007/s10705-019-10009-0>
- Sandvik, O., Arstein, A. & Øpstad, S.L. (1997). *Verknad på gjødsling på grøfte- og overflateavrenning på vestlandet. Næringsavrenning frå eng* (Planteforsk rapport 29/97). Norsk institutt for planteforskning. https://www.nb.no/items/URN:NBN:no-nb_digibok_2008071400041
- Seehusen, T., Henriksen, T.M., Grieu, C., Hofgaard, I.S., Ficke, A., Tørresen, K., Fischer, F., Bechmann, M., Budai, A., Rasse, D., Barneveld, R. (2023). *Muligheter for en mer effektiv utnyttelse av planterestene* (NIBIO Rapport 9 (114) 2023). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3094367>
- Seehusen, T., Mordhorst, A. (2022). Effekten av mekanisk og biologisk jordløsning på jordstruktur og avling. *Jord- og Plantekultur 2022* (NIBIO BOK 8 (2) 2022). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2993878>
- Seehusen, T., Uhlen, A.K. (2019). *Analyses of Yield Gaps for the production of wheat and barley in Norway - Potential to increase yields on existing farmland* (NIBIO Rapport 5 (166) 2019). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2637490>
- Šestan, I., Ahmetović, M., Salkić, B., Imširović, E., & Šeper, N. (2022). Study on the Physico-Chemical Properties of Cement Dust and the Possibility of Application in Agriculture. *International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology*, 7(4), 248–252. <https://doi.org/10.22161/ijeab.74.26>
- Shaaban, M., Wu, L., Peng, Q., van Zwieten, L., Chhajro, M. A., Wu, Y., Lin, S., Ahmed, M. M., Khalid, M. S., Abid, M., & Hu, R. (2017). Influence of ameliorating soil acidity with dolomite on the priming of soil C content and CO₂ emission. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(10), 9241–9250. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8602-8>

- Shahbaz, M., Kuzyakov, Y., & Heitkamp, F. (2017). Decrease of soil organic matter stabilization with increasing inputs: Mechanisms and controls. *Geoderma*, 304, 76-82. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.019>
- Sitaula, B. K., Hansen, S., Sitaula, J. I. B., & Bakken, L. R. (2000). Effects of soil compaction on N₂O emission in agricultural soil. *Chemosphere - Global Change Science*, 2(3-4), 367-371. [https://doi.org/10.1016/S1465-9972\(00\)00040-4](https://doi.org/10.1016/S1465-9972(00)00040-4)
- Stabbetorp, H. (2023). Dyrkingsomfang og avling i kornproduksjonen. *Jord- og Plantekultur 2023* (NIBIO Bok 9 (1) 2023, s 14- 27). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3054878>
- Statistisk Sentralbyrå (SSB). (2021). *Landbruksteljing 2020* [Statistikk]. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/landbruksteljing/statistikk/landbruksteljing>
- Statistisk Sentralbyrå (SSB). (2024). *05982: Jordbruksareal (dekar), etter vekst, statistikkvariabel og år* [Statistikk]. <https://www.ssb.no/statbank/table/05982/>
- Steinshamn, H., Henriksen, J. K., Brodshaug, E., Rivedal, S., & Østrem, L. (2022). *Intensiv høsting av eng med robot på Vestlandet-Kostnadsanalyse* (NIBIO Rapport 8 (82) 2022). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2996312>
- Sturite, I., Henriksen, T. M., & Breland, T. A. (2007). Winter losses of nitrogen and phosphorus from Italian ryegrass, meadow fescue and white clover in a northern temperate climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120(2-4), 280-290. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.10.001>
- Sturite, I., Rivedal, S., Dörsch, P. (2020). Hvordan påvirker kløver lystgassutslipp fra eng? I Rivedal, S., & Øpstad, S. (Eds.), *Jord, drenering, klimagassutslipp—Effekt av ulike agronomiske tiltak* (s. 36-37). Bondevennen SA and NIBIO Furuneset. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2689864>
- Sturite, I., Rivedal, S., & Dörsch, P. (2021). Clover increases N₂O emissions in boreal leys during winter. *Soil Biology and Biochemistry*, 163, 108459. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108459>
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Mason, K.E., Brownlie, W.J., & Cordovil, C.M. d.S. (eds.). (2022). *Nitrogen Opportunities for Agriculture, Food & Environment. UNECE Guidance Document on Integrated Sustainable Nitrogen Management* (INMS Report 2022/02). UK Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh, UK. https://unece.org/sites/default/files/2022-11/UNECE_NitroOpps%20red.pdf
- Svendgård-Stokke, S., Kolberg, D., Cannell, R., Lågbu, R., Klakegg, O.M., Ulfeng, H., Nyborg, Å.A., Bardalen, A., Strand, G.H. (2021). *Jordsmonnet vi lever av. Forslag til system for dokumentasjon og rapportering av jordsmonnets tilstand og endring* (NIBIO Rapport 7 (14) 2021). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2725540>
- Tariq, A., Larsen, K. S., Hansen, L. V., Jensen, L. S., & Bruun, S. (2022). Effect of nitrification inhibitor (DMPP) on nitrous oxide emissions from agricultural fields: Automated and manual measurements. *Science of The Total Environment*, 847, 157650. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157650>
- Teknisk beregningsutvalg for klimagassutslipp (TBU) i jordbruket (2019). *Jordbruksrelaterte klimagassutslipp - gjennomgang av klimagassregnskapet og vurdering av forbedringer* (Rapport fra partssammensatt arbeidsgruppe nedsatt av Landbruks- og matdepartementet). 1.7.2019. https://www.regjeringen.no/contentassets/of1af0ca7efe493e8e48b46b6fba5ffd/rapport-tbu-jordbruk_siste.pdf
- Tesfai, M., Hauge, A., & Hansen, S. (2015). N₂O emissions from a cultivated mineral soil under different soil drainage conditions. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B—Soil & Plant Science*, 65 (sup1), 128-138. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/09064710.2015.1006669>
- Thers, H., Abalos, D., Dörsch, P., & Elsgaard, L. (2020). Nitrous oxide emissions from oilseed rape cultivation were unaffected by flash pyrolysis biochar of different type, rate and field ageing. *Science of The Total Environment*, 724, 138140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138140>
- 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/https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.006>
- Tisserant, A., Morales, M., Cavalett, O., O'Toole, A., Weldon, S., Rasse, D. P., & Cherubini, F. (2022). Life-cycle assessment to unravel co-benefits and trade-offs of large-scale biochar deployment in Norwegian agriculture. *Resources, Conservation and Recycling*, 179, 106030. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.106030>
- Tveitnes, S. (1998). Biokalk (kalkslurry) som tilsetningsmiddel i husdyrgjødsel. Gjødsel- og kalkverknad. Sluttrapport frå delprosjekt ved Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskule 1/7 1996 – 31/12 1998.

- Uhlen, A. K., Børresen, T., Kværnø, S., Krogstad, T., Waalen, W., Strand, E., Bleken, M. A., Seehusen, T., Deelstra, J., Sundgren, T., Lillemo, M., Riley, H., Abrahamsen, U., Øygarden, L. (2017). *Økt kornproduksjon gjennom forbedret agronomisk praksis. En vurdering av agronomiske tiltak som kan bidra til avlingsøkninger i kornproduksjonen* (NIBIO Rapport 3 (87) 2017). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2446421>
- Vagstad, N. mfl. (2013). *Økt norsk kornproduksjon. Ufordringer og tiltak* (Rapport fra ekspertgruppe til LMD). https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/lmd/vedlegg/brosjyrer_veiledere_rapporter/korn_rapp_030213.pdf
- Vekic, T. T., Nadeem, S., Molstad, L., Martinsen, V., Hiis, E. G., Bakken, L., Rütting, T., Klemedtsson, L., & Dörsch, P. (2023). Effect of calcareous and siliceous amendments on N₂O emissions of a grassland soil. *Soil Use and Management*, sum.12913. <https://doi.org/10.1111/sum.12913>
- Vekic, T., Dörsch, P., Rütting, T., Bakken, L., Klemedtsson, L. (2023). Effects of maintenance liming on growing season N₂O emissions in an arable soil of SE Norway (Manuscript). In Vekic, T., *Mitigation of greenhouse gas emissions by pH management of agricultural soils in Norway* [Doctoral dissertation 2023:2, Norwegian University of Life Sciences].
- Vekic, T., Song, X., Bakken, L., Ju, X., Dörsch, P. (2023). 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) inhibition of nitrification and its N₂O yield in remolded soil and soil slurries (Manuscript). In Vekic, T., *Mitigation of greenhouse gas emissions by pH management of agricultural soils in Norway* (2023:2) [Doctoral dissertation, Norwegian University of Life Sciences].
- Waalen, W., Abrahamsen, U., & Stabbetorp, H. (2019). Vekstskifte – Forsøk og praksis. *Jord- og Plantekultur 2019* (NIBIO BOK 5 (1) 2019). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2606095>
- Wang, Y., Yao, Z., Zhan, Y., Zheng, X., Zhou, M., Yan, G., Wang, L., Werner, C., & Butterbach-Bahl, K. (2021). Potential benefits of liming to acid soils on climate change mitigation and food security. *Global Change Biology*, 27(12), 2807–2821. <https://doi.org/10.1111/gcb.15607>
- Weiby, K.V., Krizsan, S.J., Dønnem, I., Østrem, L., Eknæs, M., & Steinshamn, H. (2023). Effect of grassland cutting frequency, species mixture, wilting and fermentation pattern of grass silages on in vitro methane yield. *Sci Rep* 13, 4806 (2023). <https://doi.org/10.1038/s41598-023-31964-3>
- Weldon, S., Rasse, D. P., Budai, A., Tomic, O., & Dörsch, P. (2019). The effect of a biochar temperature series on denitrification: which biochar properties matter? *Soil Biology and Biochemistry*, 135, 173-183. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.04.018>
- Weldon, S., Rivier, P.-A., Joner, E. J., Coutris, C., & Budai, A. (2022). Co-composting of digestate and garden waste with biochar: effect on greenhouse gas production and fertilizer value of the matured compost. *Environmental Technology*, 1-11. <https://doi.org/10.1080/09593330.2022.2089057>
- Weldon, S., van der Veen, B., Farkas, E., Kocaturk-Schumacher, N. P., Dieguez-Alonso, A., Budai, A., & Rasse, D. (2022). A re-analysis of NH₄⁺ sorption on biochar: Have expectations been too high? *Chemosphere*, 301, 134662. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134662>
- Weldon, S., Fadnes, K., Kvifte, Å., Hobrak, K., Taktiti, M., & Zhao, J. (2024). *Klimatiltak for å redusere klimagassutslipp fra drenert organisk jordbruksjord* (NIBIO Rapport 10 (10) 2024). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Woolf, D., Lehmann, J., Ogle, S., Kishimoto-Mo, A. W., McConkey, B., & Baldock, J. (2021). Greenhouse Gas Inventory Model for Biochar Additions to Soil. *Environmental Science & Technology*, 55(21), 14795-14805. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02425>
- Wu, D., Senbayram, M., Well, R., Brüggemann, N., Pfeiffer, B., Loick, N., Stempfhuber, B., Dittert, K., & Bol, R. (2017). Nitrification inhibitors mitigate N₂O emissions more effectively under straw-induced conditions favoring denitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 104, 197–207. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.10.022>
- Xia, L., Lam, S. K., Wolf, B., Kiese, R., Chen, D., & Butterbach-Bahl, K. (2018). Trade-offs between soil carbon sequestration and reactive nitrogen losses under straw return in global agroecosystems. *Global Change Biology*, 24(12), 5919–5932. <https://doi.org/10.1111/gcb.14466>
- Øygarden, L., Aass, L., Bakken, A.K., Bonesmo, H., Geipel, J., Åby, B.A. (2022). *Indikatorer og metoder for dokumentasjon og tiltaksrapportering i Klimaavtalen og indirekte effekt av tiltak* (NIBIO Rapport 8 (129) 2022). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3035229>

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter.